

République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
Université A.MIRA-BEJAIA



جامعة بجاية  
Tasdawit n Bgayet  
Université de Béjaïa

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie  
Département Sciences Biologiques de l'Environnement  
Laboratoire de Zoologie Appliquée et d'Ecophysiologie Animale

## THÈSE

EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
DOCTORAT

Domaine : SNV      Filière : Sciences Biologiques  
Spécialité : Biologie et Environnement

Présentée par

AISSIOUI Souad

*Thème*

**Étude de la relation entre la pollution et les paramètres biologiques de quelques espèces de poissons à valeur commerciale du littoral algérien.**

Soutenue le : 27 mars 2022

Devant le Jury composé de :

|                       |            |                          |                       |
|-----------------------|------------|--------------------------|-----------------------|
| Mr. Benhamiche Nadir  | MCA        | Univ. de Bejaia          | Président             |
| Mr. Ramdane Zouhir    | Professeur | Univ. de Bejaia          | Directeur de Thèse    |
| Mme. Poirier Laurence | MCA        | Univ. de Nantes (Nantes) | Codirectrice de Thèse |
| Mr. Khemoudj Kaddour  | MCA        | Univ. de Bejaia          | Examineur             |
| Mme. Rachedi Mounira  | MCA        | Univ. d'El Tarf          | Examineur             |
| Mr. Bara Mouslim      | MCA        | Univ. de Guelma          | Examineur             |

Année Universitaire : 2021/2022

*Je dédie ce travail à :  
Ma mère, la seule personne  
derrière ma réussite...*

## **Remerciements**

*Je remercie le bon Dieu le tout puissant et miséricordieux, de m'avoir donné la force et la patience afin d'accomplir ce travail.*

*C'est plus que de la reconnaissance ou des remerciements dont je suis redevable et que j'exprime ici à mon directeur de thèse, Monsieur **Zouhír RAMDANE**, Professeur à l'Université de Bejaia. Sa passion pour la recherche et sa rigueur scientifique ont largement contribué à l'accomplissement de ce travail. Je souhaiterais le remercier pour ses qualités humaines et sa disponibilité.*

*Ma reconnaissance va aussi à ma codirectrice de thèse, Mme **Laurence POIRIER**, Maître de Conférences à l'Université de Nantes pour son accueil chaleureux au sein du laboratoire Mer, Molécules, Santé (MMS EA2160) à l'Université de Nantes (France), ses patientes relectures, sa perspicacité scientifique de haute voltige et son support sans défaillance. Je la remercie de m'avoir dirigée, aidée, encouragée dans tout le déroulement de cette thèse. Ses conseils et sa disponibilité m'ont permis de progresser tout en améliorant ma démarche scientifique.*

*Je remercie également Monsieur **Ronan CHARPENTIER**, Responsable Chimie de l'Association Générale Laboratoires Analyse Environnement : AGLAE (France) pour ses conseils, orientations et corrections notamment dans la section méthodologie.*

*Je remercie grandement Professeur **Rachid AMARA** de l'Université du Littoral (France) pour sa collaboration dans la publication de nos articles, ses relectures et corrections.*

*Je remercie les **RESPONSABLES** et les **INGENIEURS** de **LABORATOIRES** des trois départements : Environnement,*

*Thermodynamie et Géochimie du Centre de Recherche et de Développement CRD Sonatrach (Algérie) qui ont mis à ma disposition les équipements des différents départements et laboratoires pour la réalisation de ce travail.*

*Je remercie vivement Mr. Benhamiche Nadir, Maître de Conférences à l'université de Bejaia pour l'honneur qu'il m'a fait en présidant le jury de ce travail.*

*Je remercie Mr. Khemoudj Kaddour (Maître de Conférences à l'Université de Bejaia), Mme. Rachedi Mounira (Maître de Conférences à l'université d'El Tarf) et Mr. Bara Mouslim (Maître de Conférences à l'université de Guelma pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant d'évaluer ce travail.*

*Je remercie aussi le responsable du laboratoire d'Écosystèmes Marins et Littoraux ENSSMAL (Algérie), Monsieur **Boudjellal BENYAHIA**, pour son aide précieuse, ses judicieux conseils, ses pertinentes remarques et sa dynamique énergie.*

*Je remercie spécialement, Monsieur **Djaafer LOUNES**, le responsable du laboratoire de l'Institut National Supérieur de Pêche et d'Aquaculture à Alger pour son accueil chaleureux, sa générosité, son aide précieuse précisément durant le tout premier démarrage de ma pratique.*

*Je remercie Mr. le **Gérant** de l'Usine de Biscuiterie SARL Isser Délice ISO 9 International, Mr. **Abdelmalek** le responsable de la production et Mr. **Mohammed** le responsable du laboratoire d'autocontrôle pour m'avoir accordé l'accès à leur structure et la manipulation d'un appareil.*

*Je remercie Dr. **Nadir BENHAMICHE**, maître de conférences à l'université de Bejaia, pour ses conseils et ses orientations.*

*Je n'oublierai jamais les précieuses aides de Mohammed, fonctionnaire à la direction de la Pêche de Bejaïa. Les fonctionnaires et les pêcheurs des antennes de pêche des ports d'Alger, de Bejaïa et de Dellys, durant toute la période d'échantillonnage, merci infiniment.*

*Je remercie un grand Monsieur que je considère un père, Mr. Abdelhalim OULD-ROUIS, un retraité du domaine de la recherche scientifique à l'Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene (Alger) pour ses encouragements avant que j'entame ce parcours de Doctorat, son soutien et ses paroles que je n'oublierai jamais...*

*Enfin, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.*



*Merci*

# *Sommaire*

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

**Introduction .....1**

## **Partie I: Revue bibliographique sur la pollution des écosystèmes marins**

|  |    |
|--|----|
| I.1. Notions sur les écosystèmes marins côtiers .....  | 6  |
| I.2. Les différents compartiments des écosystèmes marins côtiers .....                           | 10 |
| I.3. Fonctionnement de ces écosystèmes .....   | 13 |
| I.4. Enjeux écologiques et économiques.....  | 13 |
| I.5. Les sources de polluants affectant ces écosystèmes.....                                     | 15 |
| I.6. La nature des polluants affectant les écosystèmes marins côtiers .....                      | 17 |
| I.7. Les contaminants métalliques dans les organismes marins.....                                | 18 |
| I.8. Caractéristiques de quelques contaminants métalliques.....                                  | 20 |
| I.8.1. Spéciation et biodisponibilité des contaminants métalliques en milieu aquatique...20      |    |
| I.8.2. Transfert des contaminants métalliques vers les organismes aquatiques .....               | 21 |
| I.8.3. Mécanismes de détoxification des contaminants métalliques.....                            | 25 |
| I.8.4. Excrétion des contaminants métalliques.....   | 26 |
| I.8.5. Les contaminants métalliques toxiques : Plomb (Pb), Cadmium (Cd) et Mercure (Hg)<br>..... | 26 |
| I.9. Analyse du risque lié aux contaminants métalliques.....                                     | 39 |
| I.9.1 Définition du risque .....   | 40 |
| I.9.2. Notion de valeurs toxicologiques de référence.....  | 41 |
| I.9.2.1. Valeurs toxicologiques de référence du cadmium.....                                     | 42 |
| I.9.2.2. Valeurs toxicologiques de référence du plomb .....                                      | 42 |
| I.9.2.3. Valeurs toxicologiques de référence du mercure .....                                    | 42 |

## **Partie II : Synthèse bibliographique sur les espèces étudiées**

|  |    |
|--|----|
| II.1. Généralités sur <i>Mullus barbatus barbatus</i> (Linnaeus, 1758) ..... | 44 |
| II.2. Cycle biologique. ....   | 50 |
| II.2.1. La croissance. ....  | 50 |
| II.2.2. La reproduction et la ponte.....                                     | 50 |
| II.3. Régime alimentaire. ....   | 52 |
| II.4. Comportement. ....   | 53 |
| II.5. Intérêts nutritionnels de <i>M. barbatus barbatus</i> . ....           | 53 |
| II.6. Situation mondiale de la pêche de <i>M. barbatus barbatus</i> . ....   | 54 |
| II.7. Situation de la pêche de <i>M. barbatus barbatus</i> en Algérie. ....  | 54 |
| II.8. Généralités sur <i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792). ....        | 55 |
| II.8.1. Cycle biologique. ....   | 59 |
| II.8.1.1. La croissance. ....  | 59 |
| II.8.1.2. La reproduction et la ponte. ....                                  | 59 |
| II.8.1.3. Régime alimentaire. ....   | 61 |
| II.8.1.4. Comportement. ....   | 61 |
| II.8.1.5. Intérêts nutritionnels de <i>S. pilchardus</i> . ....              | 62 |
| II.8.1.6. Situation mondiale de la pêche de <i>S. pilchardus</i> . ....      | 63 |
| II.8.1.7. Situation de la pêche de <i>S. pilchardus</i> en Algérie. ....     | 64 |

## **Partie III : Présentation de la zone d'étude**

|   |    |
|---|----|
| III.1. La baie d'Alger. ....                                  | 66 |
| III.1.1. Géomorphologie. ....                                 | 66 |
| III.1.2. Sédimentologie. ....                                 | 66 |
| III.1.3. Facteurs hydrodynamiques. ....                       | 67 |
| III.1.4. Sources de pollution affectant la baie d'Alger. .... | 69 |
| III.2. Le golfe de Bejaia. ....                               | 70 |
| III.2.1. Position géographique. ....                          | 70 |

|  |    |
|--|----|
| III.2.2. La zone de pêche. ....                                    | 71 |
| III.2.3. Facteurs hydrodynamiques. ....                            | 72 |
| III.2.4. Le port de Bejaïa. ....                                   | 73 |
| III.2.5. Sources de pollution affectant le golfe de Bejaïa. ....   | 73 |
| III.3. La baie de Boumerdes. ....                                  | 76 |
| III.3.1. Cadre géologique. ....                                    | 76 |
| III.3.2. Facteurs hydrodynamiques. ....                            | 77 |
| III.3.2.1. Courant. ....   | 77 |
| III.3.2.2. Les vents. ....   | 78 |
| III.3.2.3. La houle. ....  | 79 |
| III.3.3. Sources de pollution affectant la baie de Boumerdes. .... | 80 |

## **Partie IV : Matériel et Méthodes**

|   |    |
|---|----|
| IV.1. Méthode d'échantillonnage. ....   | 85 |
| IV.2. Préparation des échantillons. ....  | 87 |
| IV.2.1. La biométrie des deux espèces étudiées. ....  | 88 |
| IV.2.2. La dissection. ....   | 88 |
| IV.2.3. La minéralisation. ....   | 91 |
| IV.3. Dosages des contaminants métalliques. ....  | 93 |
| IV.3.1. Analyse par ICP/MS Agilent Série 7700 ( <i>Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry</i> ). .... | 93 |
| IV.3.2. Préparation de la courbe d'étalonnage.....  | 93 |
| IV.4. Analyses biométriques et calcul des indices biologiques. ....   | 94 |
| IV.4.1. Coefficient de condition (K). ....  | 94 |
| IV.4.2. L'indice hépato-somatique (HSI). ....   | 95 |
| IV.5. Taux d'humidité. ....   | 95 |
| IV.6. Calcul des concentrations finales des contaminants métalliques toxiques. ....                         | 96 |
| IV.7. Exactitude des résultats. ....  | 97 |
| IV.7.1. Traitement des données. ....  | 98 |

|   |    |
|---|----|
| IV.7.2. Incertitudes et Zeta-Scores. ....       | 98 |
| IV.7.3. Le classement d'exactitude. ....        | 98 |
| IV.8. Analyses statistiques des résultats. .... | 98 |
| IV.9. Caractérisation du risque. ....           | 99 |
| IV.9.1. Quotient de danger cible. ....          | 99 |
| IV.9.2. Apport hebdomadaire estimé. ....        | 99 |

## **Partie V : Résultats et discussions**

|  |     |
|--|-----|
| V.1. Résultats de la contamination de <i>Mullus barbatus barbatus</i> (Linnaeus, 1758).....  | 101 |
| V.1.1. Niveau de contamination du foie et du muscle de <i>M. barbatus barbatus</i> . ....  | 101 |
| V.1.2. Niveau de contamination de <i>M. barbatus barbatus</i> en fonction des sites étudiés  | 103 |
| V.1.3. Niveau de contamination en fonction des saisons. ....   | 104 |
| V.1.4. Comparaison avec les normes et les travaux réalisés dans le bassin Méditerranéen.<br>.....  | 107 |
| V.1.5. Niveau de contamination en fonction de la taille et de la condition de <i>M. barbatus barbatus</i> .....                                      | 111 |
| V.1.6. Risques sanitaires pour les consommateurs de <i>M. barbatus barbatus</i> . ....   | 111 |
| V.2. Résultats de la contamination de <i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792). ....  | 113 |
| V.2.1. Niveau de contamination du foie et du muscle de <i>S. pilchardus</i> . ....   | 113 |
| V.2.2. Niveau de contamination de <i>S. pilchardus</i> en fonction des sites étudiés. ....   | 115 |
| V.2.3. Niveau de contamination en fonction des saisons. ....   | 115 |
| V.2.4. Comparaison avec les normes et les travaux réalisés dans le bassin Méditerranéen.<br>.....  | 117 |
| V.2.5. Niveau de contamination en fonction de la taille et de la condition de <i>S. pilchardus</i> .<br>.....  | 120 |
| V.2.6. Risques sanitaires pour les consommateurs de <i>S. pilchardus</i> . ....  | 121 |
| V.3. Comparaison de degré de contamination entre l'espèce pélagique <i>S. pilchardus</i> et<br>l'espèce benthique <i>M. barbatus barbatus</i> . .... | 123 |
| V.4. Discussion générale. ....   | 125 |

|                                   |     |
|-----------------------------------|-----|
| Conclusion générale. ....         | 147 |
| Références Bibliographiques. .... | 152 |
| Annexes.                          |     |
| Production scientifique.          |     |
| Résumés                           |     |

## Liste des abréviations

**ADI:** Acceptable Daily Intake.

**AE :** Efficacité d'Assimilation.

**AFSSA :** Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments.

**AGLAE :** l'Association Générale Laboratoires d'Analyse Environnement.

**ANOVA :** l'Analyse de la Variance.

**ANSES :** Agence National de Sécurité.

**Cd :** Cadmium.

**CE :** Commission Européenne.

**CRD :** Centre de Recherche et de Développement Sonatrach.

**D.P.R.H:** Direction de la Pêche et des Ressources Halieutique.

**DDTs :** dichloro-diphényle-trichloro-éthane.

**DHA :** Acide docosahexaénoïque.

**DHE :** Dose Hebdomadaire d'Exposition.

**DHTP :** Dose Hebdomadaire Tolérable Provisoire.

**DJA :** Dose Journalière Admissible.

**DJE :** Dose Journalière d'Exposition.

**DJT :** Dose Journalière Tolérable.

**EC :** European Commission.

**ED :** Durée d'Exposition.

**EEA :** European Environment Agency.

**EFH :** Essential Fish Habitat.

**EFr :** Fréquence d'Exposition.

**EFSA :** Autorité européenne de sécurité des aliments « European Food Safety Authority».

**EPA :** Acide docosapentaénoïque.

**ETM :** Éléments Traces Métalliques.

**EWI:** l'apport hebdomadaire estimé« Estimated Weekly Intake».

**FAO :** Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture « Food and Agriculture Organisation ».

**FC :** Facteur de Concentration.

**FDA:** Food and Drug Administration.

**GESAMP:** Group of Expert on the Scientific Aspects of Marine Pollution.

**H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:** Peroxyde d'hydrogène.

**H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>:** Acide sulfurique.

**HCB:** hexachlorobenzene.

**HCl:** Acidechlorhydrique.

**Hg:** Mercure.

**HgT:** Mercure total.

**HNO<sub>3</sub>:** Acide nitrique.

**HSI:** Indice Hépat-Somatique.

**ICP-MS :** Spectrométrie de Masse Associée à un Plasma d'Argon à Couplage Inductif« Inductively Coupled Plasma Mass Spectroetry ».

**IMRN :** Institut Météorologique Royal Néerlandais.

**IQC :** Contrôles de Qualité Internes.

**ISO :** Organisation Internationale de Normalisation.

**IVC :** Indice de Vulnérabilité Côtière.

**JECFA:** "Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives".

**K :** Coefficient de condition.

**LOD :** Limites de Détection.

**LOQ :** Limites de Quantification.

**Lt :** Longueur totale.

**MCV:** Maladie Cardiovasculaire.

**MED POL :** programme de surveillance et de recherche en matière de pollution dans la région Méditerranéenne.

**MeHg :** Méthylmercure.

**MES :** Matière en Suspension.

**moy±et (min-max) :** moyenne ± écart-type (minimum-maximum).

**MT :** Métallothionéines.

**NF :** Norme Française.

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

**ONS :** Office National des Statistiques.

**P.F:** Poids Frais.

**Pb :** Plomb.

**PB :** statistiques de Botafogo.

**PC :** Poids Corporel.

**PCBs :** Polychlorobiphényle.

**Pe :** Poids éviscéré.

**PED :** Pays en Voie de Développement.

**Pf :** Poids du foie.

**PNNS :** Programme National Nutrition Santé.

**Pt:** Poids total.

**PTWI:** « Provisional Tolerable Weekly Intake ».

**r<sup>2</sup> :** coefficient de détermination.

**RfC :** Reference Concentration.

**RfD :** Reference Dose.

**RfDo :** oraldose de référence.

**RSD:** l'écart-type relatif.

**SPSS:** Statistical Package for the Social Sciences.

**TDI:** Tolerable Daily Intake.

**THQ :** Quotient de danger « Target hazard quotient ».

**TTHQ :** Total THQ.

**UNEP :** United Nations Environment Programme.

**USEPA :** Environmental Protection Agency.

**VTR :** Valeur Toxicologique de Référence.

**WHO :** Organisation mondiale de Santé « World Health Organisation ».

**ww:** poids humide « wet weight ».

## Liste des figures

|  |    |
|--|----|
| <b>Figure 1:</b> Principales causes ayant une incidence sur la biodiversité marine. ....   | 9  |
| <b>Figure 2 :</b> Le triangle de migration. ....   | 10 |
| <b>Figure 3:</b> Le découpage vertical du domaine océanique. ....  | 12 |
| <b>Figure 4:</b> Spectre des tailles (en mètre) de particules dans le milieu aquatique et schématisation des différentes fractions. .... | 21 |
| <b>Figure 5:</b> Principaux mécanismes membranaires permettant l'entrée des métaux dans la cellule.....                                  | 22 |
| <b>Figure 6:</b> Représentation schématique des interactions possibles entre les métaux et les structures intracellulaires. ....         | 25 |
| <b>Figure 7:</b> Lamelles primaires (PGL) et secondaires (SGL) de branchies de poisson sain  | 34 |
| <b>Figure 8:</b> Lamelles primaires (PGL) et secondaires (SGL) de branchies de poissons contaminés au plomb (15,5 ppm/L d'eau). ....     | 35 |
| <b>Figure 9:</b> Identification des deux espèces de rouget: <i>Mullus barbatus barbatus</i> et <i>Mullus surmuletus</i> . ....           | 45 |
| <b>Figure 10:</b> Aspect morphologique du rouget barbet de vase <i>Mullus barbatus barbatus</i> .  | 48 |
| <b>Figure 11:</b> Distribution géographique de <i>Mullus barbatus barbatus</i> . ....  | 49 |
| <b>Figure 12:</b> Cycle biologique du rouget barbet de vase ( <i>Mullus barbatus barbatus</i> ) dans le secteur de Castellon .....       | 53 |
| <b>Figure 13:</b> Capture totale et Production mondiale de <i>Mullus barbatus barbatus</i> (tonne).                                      | 54 |
| <b>Figure 14:</b> Les différences entre les espèces de la famille des Clupeidae. ....  | 56 |
| <b>Figure 15:</b> La sardine commune « <i>Sardina pilchardus</i> ».....  | 57 |
| <b>Figure 16:</b> Répartition géographique de <i>Sardina pilchardus</i> . ....   | 59 |
| <b>Figure 17:</b> La production de la sardine dans le monde durant la période 1950-2010. ....  | 63 |
| <b>Figure 18:</b> Répartition de la production nationale par groupe de poisson. ....   | 64 |
| <b>Figure 19:</b> Production de sardine par tonnes durant les mois de l'année 2016 au niveau de port de Ghazaouet. (D.P.R.H). ....       | 65 |
| <b>Figure 20:</b> Indice de vulnérabilité côtière IVC par commune. ....  | 66 |
| <b>Figure 21:</b> Nature du fond de la baie d'Alger. ....  | 67 |
| <b>Figure 22:</b> Schéma synthétique de la dynamique littoral dans la baie d'Alger. ....   | 68 |

|   |     |
|---|-----|
| <b>Figure 23:</b> Pollution par les huiles, rejets industriels et urbains au niveau du port d'Alger.....  | 70  |
| <b>Figure 24:</b> Localisation du Golfe de Bejaia. ....   | 71  |
| <b>Figure 25:</b> La circulation de l'eau d'origine atlantique. ....  | 72  |
| <b>Figure 26:</b> Cadre structural et géologique de la wilaya de Boumerdès. ....  | 77  |
| <b>Figure 27:</b> Carte de la circulation des courants de surface. ....   | 78  |
| <b>Figure 28:</b> Rose des vents : semestriels et annuels. ....   | 79  |
| <b>Figure 29:</b> Roses des houles : Estivale et Hivernale.....   | 80  |
| <b>Figure 30:</b> Répartition des individus de <i>M. barbatus barbatus</i> et <i>Sardina pilchardus</i> pour les mesures biométriques. ....                                   | 87  |
| <b>Figure 31:</b> Dissection et prélèvement des organes et muscle de <i>Sardina pilchardus</i> . ....   | 89  |
| <b>Figure 32:</b> gonades femelles <i>Sardina pilchardus</i> . ....   | 89  |
| <b>Figure 33:</b> gonades mâles <i>M. barbatus barbatus</i> . ....  | 89  |
| <b>Figure 34:</b> Examen des branchies de <i>M. barbatus barbatus</i> . ....  | 89  |
| <b>Figure 35:</b> Examen des nageoires de <i>S. pilchardus</i> et <i>M. barbatus barbatus</i> . ....  | 90  |
| <b>Figure 36:</b> Synoptique du protocole d'échantillonnage. ....   | 90  |
| <b>Figure 37:</b> Conduite de la minéralisation (SPEEDWAVE TWO V.2.0). ....   | 92  |
| <b>Figure 38:</b> Dilution après minéralisation à l'eau ultra pure. ....  | 93  |
| <b>Figure 39:</b> Spectrométrie de masse associée à un plasma d'argon à couplage inductif (ICP-MS). ....  | 94  |
| <b>Figure 40:</b> NIC Mercury Analyzer (P E - 1). ....  | 94  |
| <b>Figure 41:</b> Calcul du taux d'humidité au dessiccateur allogène (RADWAG MA 110.R) .....  | 96  |
| <b>Figure 42:</b> Variation des concentrations moyennes de Pb (A), Cd (B), Hg (C) dans le foie et dans le muscle de <i>M. barbatus barbatus</i> en fonction des saisons ..... | 106 |
| <b>Figure 43:</b> Variation des concentrations moyennes de Pb (A), Cd (B), Hg (C) dans le foie et dans le muscle de <i>S. pilchardus</i> en fonction des saisons. ....        | 116 |

## Liste des tableaux

|   |    |
|---|----|
| <b>Tableau 1:</b> Quelques caractéristiques physiques des contaminants métalliques recherchés. ....   | 27 |
| <b>Tableau 2:</b> Abondances relatives naturelles des isotopes stables du mercure. ....   | 28 |
| <b>Tableau 3:</b> Estimation des émissions naturelles de mercure. ....  | 30 |
| <b>Tableau 4:</b> Recommandations de consommation de poissons par différents organismes   | 40 |
| <b>Tableau 5:</b> Doses hebdomadaires tolérables provisoires et doses journalières acceptables des ETM. ....  | 41 |
| <b>Tableau 6:</b> Taille à la première maturité sexuelle (longueur en centimètre). ....   | 50 |
| <b>Tableau 7:</b> Périodes de reproduction du rouget barbet de vase <i>Mullus barbatus barbatus</i> (Linné, 1758) dans différentes zones de la Méditerranée selon le suivi du rapport gonadosomatique. .... | 50 |
| <b>Tableau 8:</b> Stades de maturation sexuelle de <i>Mullus barbatus barbatus</i> . ....   | 51 |
| <b>Tableau 9 :</b> Analyse nutritionnelle moyenne de 100g de rouget barbet sans déchet. ....  | 53 |
| <b>Tableau 10 :</b> Evolution de la flottille (active) de pêche de la wilaya d’Oran entre 2009-2013 (DPRH, 2014). ....  | 54 |
| <b>Tableau 11:</b> Débarquement du rouget, port de débarquement Oran (DPRH 2014). ....  | 55 |
| <b>Tableau 12:</b> Tailles minimales marchandes des espèces halieutiques de Mullidae Genre <i>Mullus</i> . ....   | 55 |
| <b>Tableau 13:</b> Stades de développement macroscopique des gonades de <i>S. pilchardus</i> ....   | 60 |
| <b>Tableau 14:</b> Situation mondiale de la production de la sardine. ....  | 63 |
| <b>Tableau 15:</b> Production de sardine par les différents types des métiers durant les mois de l’année 2016 au niveau du port de Ghazaouet. ....  | 65 |
| <b>Tableau 16:</b> Quelques activités polluantes en baie d’Alger. ....  | 69 |
| <b>Tableau 17:</b> Points de rejet dans les communes côtières de la wilaya de Bejaia. ....  | 74 |
| <b>Tableau 18:</b> Les décharges littorales dans la wilaya de Bejaia. ....  | 75 |
| <b>Tableau 19:</b> Les stations d’épurations de la wilaya de Boumerdès. ....  | 80 |
| <b>Tableau 20:</b> Superficie des périmètres agricoles littoraux. ....  | 82 |
| <b>Tableau 21:</b> Répartition des industries par branche et par commune. ....  | 83 |

|  |     |
|--|-----|
| <b>Tableau 22:</b> Charge émise en tonnes par la centrale électrique de Cap Djenet. ....   | 82  |
| <b>Tableau 23:</b> Estimation de la charge (tonnes) de pollution en 1995 due à la combustion de déchets urbains. ....  | 84  |
| <b>Tableau 24:</b> Répartition des déchets en tonnes par jour et par type. ....  | 84  |
| <b>Tableau 25:</b> Caractéristiques générales du matériel biologique. ....   | 85  |
| <b>Tableau 26:</b> Classes de taille de <i>S. pilchardus</i> et <i>M. barbatus barbatus</i> en fonction de la longueur. ....   | 90  |
| <b>Tableau 27:</b> Protocole de minéralisation au microonde (SPEEDWAVE TWO V.2.0) ...  | 91  |
| <b>Tableau 28:</b> Principe de fonctionnement du digesteur (SPEEDWAVE TWOV.2.0). ....  | 92  |
| <b>Tableau 29:</b> Limites de quantification (LOQ) et de détection (LOD) exprimées en mg.kg-1 de poids humide (ww) pour les éléments déterminés dans les échantillons analysés. ..   | 97  |
| <b>Tableau 30:</b> Variations des concentrations moyennes annuelles du Pb, Cd et Hg (en µg/g de poids frais) dans le foie et le muscle, ainsi que des paramètres biologiques de <i>M. barbatus barbatus</i> , dans les trois sites. ....               | 101 |
| <b>Tableau 31:</b> Comparaison des concentrations des trois contaminants métalliques (en µg/g de poids frais) dans le muscle de <i>M. barbatus barbatus</i> en fonction des différentes régions du bassin Méditerranéen. ....                          | 109 |
| <b>Tableau 32:</b> Concentrations du Pb, Cd et Hg (en µg/g de poids frais) dans le muscle des espèces de poissons benthiques pêchées le long du littoral algérien. ....  | 110 |
| <b>Tableau 33:</b> Quotient de danger cible quotient (THQ) et l'apport hebdomadaire estimé (EWI; µg µg-1 PF) lié à la consommation de Cd, Pb et Hg dans le muscle de <i>M. barbatus barbatus</i> des différentes régions du bassin Méditerranéen. .... | 112 |
| <b>Tableau 34:</b> Variations des concentrations moyennes annuelles du Pb, Cd et Hg (en µg/g de poids frais) dans le foie et le muscle, ainsi que des paramètres biologiques de <i>S. pilchardus</i> , dans les trois sites. ....                      | 114 |
| <b>Tableau 35:</b> Concentrations des trois contaminants métalliques en µg/g de poids frais dans le muscle de <i>S. pilchardus</i> en fonction des différentes régions du bassin méditerranéen. ....   | 119 |
| <b>Tableau 36:</b> Concentrations du Pb, Cd et Hg en µg/g de poids frais dans le muscle des espèces de poissons pélagiques pêchés le long du littoral algérien. ....   | 120 |

**Tableau 37:** Quotient de danger cible quotient (THQ) et l'apport hebdomadaire estimé (EWI;  $\mu\text{g } \mu\text{g}^{-1} \text{ PF}$ ) lié à la consommation de Cd, Pb et Hg dans le muscle de *S. pilchardus* des différentes régions du bassin Méditerranéen .....122

**Tableau 38:** Variations des concentrations moyennes annuelles du Pb, Cd et Hg (en  $\mu\text{g/g}$  de poids frais) dans le foie et le muscle d'une espèce pélagique, *S. pilchardus* et d'une espèce benthique, *M. barbatus barbatus* dans les trois sites d'étude. ....124

# *Introduction*

### Introduction

Les contaminants métalliques (métaux lourds) sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, ils y sont principalement introduits ou remobilisés suite aux activités anthropiques. L'écosystème côtier, concentrant une forte densité humaine, est souvent soumis aux effets néfastes des rejets industriels. Ces derniers peuvent être très toxiques vis-à-vis de la faune et de la flore marine. Selon [Chen et al. \(2000\)](#), le transfert à l'homme des contaminants métalliques via la chaîne alimentaire pourrait avoir des risques sanitaires considérables, du fait de leur possibilité de se concentrer dans les espèces marines, de leur élimination difficile, et de leur large répartition dans le milieu aquatique. Dans l'eau de mer, ces contaminants métalliques gagnent les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire en passant par le zooplancton ([Cole et al., 2013](#) ; [Boucher et al., 2016](#)), les larves et les adultes de poissons ([Browne et al., 2013](#) ; [Lusher et al., 2013](#) ; [Rochman et al., 2013b](#)), arrivant à l'homme lors de la consommation de produits de la mer contaminés ([Couture, 2017](#)).

La Méditerranée est une mer fermée, polluée, et est classée au premier rang mondial concernant la pollution aux micro-plastiques ([Benmakhlouf, 2020](#)). En zones côtières, les espèces démersales ingèrent significativement plus de débris de plastique que les autres espèces ([Murphy et al., 2017](#)). Les contaminants métalliques peuvent s'adsorber sur les polymères de microplastiques ([Holmes et al., 2012, 2014](#) ; [Boucher et al., 2016](#) ; [Brennecke et al., 2016](#)), qui ont, tendance à couler dans la colonne d'eau ([Lagarde et al., 2016](#)). Ces polymères peuvent pénétrer dans les organes internes des organismes (benthiques surtout) en charriant avec eux les contaminants qu'ils ont fixés (ex. Pb et Hg). Les effets des contaminants métalliques, principalement le mercure (Hg), le plomb (Pb) et le cadmium (Cd), sur la santé de l'homme sont bien connues de puis longtemps. En effet, [Who \(1990\)](#) considère que la principale source d'exposition humaine au méthy-mercure (MeHg) provient de la consommation de poissons et de mammifères marins contaminés. L'intoxication en 1953 de villageois de la Baie de Minamata au Japon, suite à la consommation de poissons et coquillages contaminés au MeHg en est le meilleur exemple. Le cadmium présente des caractéristiques chimiques proches de celles du calcium facilitant ainsi sa pénétration dans les organismes ([Borchardt, 1985](#)). Même à de faibles

concentrations, le cadmium tend à s'accumuler dans le cortex rénal sur de très longues périodes (50 ans) où il entraîne une perte anormale de protéines par les urines (protéinurie) et provoque des dysfonctionnements urinaires chez les personnes âgées (Casas, 2005). Le système nerveux et le sang sont également des organes cibles. Concernant le Pb, le saturnisme désigne l'ensemble des manifestations de l'intoxication humaine par le plomb. Le risque est d'autant plus important que le plomb est rejeté sous sa forme organique (Gerard, 2002). Ces 3 contaminants métalliques affectent potentiellement les écosystèmes marins, vu leur rémanence et leur capacité à être bio-accumulés par les organismes aquatiques (Schuurmann et Markert, 1998). Les effets observés de l'accumulation de ces contaminants métalliques en particulier chez les poissons sont multiples dont les lésions histo-cytopathologiques des organes, les altérations tissulaires et cellulaires (Bruslé, 1994) et les malformations embryonnaires et larvaires (Mellinger, 1995). Ainsi les rejets de ces contaminants métalliques dans l'environnement peuvent être à l'origine de mortalité de poissons (Gebre-Mariam et Desta, 2002).

La côte algérienne reçoit des apports non négligeables de polluants métalliques. En effet, plusieurs travaux menés ont mis l'accent sur la pression anthropogénique importante dans cette zone (Tireche, 2006 ; Guendouzi, 2015 ; DIPI, 2015 ; Ghobrini *et al.*, 2017). D'après Cossa (1990), l'Algérie est classée parmi les premiers pays producteurs du mercure au monde (Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 1990). Il faut noter par ailleurs, qu'il existe très peu de données sur l'évaluation des apports dans le milieu. A cela, vient s'ajouter la concentration massive de la population globale (environ 65 %) dans le nord du pays, qui a engendré de fortes pressions sur l'environnement littoral. Ainsi 3000 décharges sauvages sont situées le plus souvent le long des oueds qui se déversent directement en mer. Dix-sept stations d'épurations des eaux usées urbaines ont été construites dans la zone côtière algérienne, 5 seulement fonctionnent normalement ce qui représente environ 25 % de capacité de traitement totale (A.E.E, 2006).

Les trois sites ciblés pour la présente étude sont parmi les sites subissant une forte pression de pollution : la baie d'Alger (site 1), où convergent les rejets urbains d'une ville de près de deux millions d'habitants, siège d'activités industrielles, commerciales, de pêche et de plaisance (Rebzani-Zahaf, 1992), la région algéroise est certainement l'une des zones où l'altération de la qualité des eaux marines côtières est la plus perceptible (PAC, 2006).

Plusieurs travaux de recherche se sont intéressés à l'eutrophisation, aux contaminants chimiques au niveau de la baie d'Alger : [Bakalem \(1979\)](#) ; [Bakalem et Romano \(1982\)](#) ; [Aouameur \(1990\)](#) ; [Sellali \(1996\)](#) ; [Soualili \(2008\)](#) ; [Belkacem et Aurora \(2018\)](#) rapportant que cette pollution des eaux est à l'origine de la dégradation des écosystèmes aquatiques et la diminution des ressources halieutiques. Le golfe de Bejaia (site 2) est soumis à un niveau de pollution pratiquement équivalent à celui de la baie d'Alger avec un tissu urbain très développé, une chaîne industrielle (fabrication de matériel électrique, transformation de plastique, un port pétrolier et port commercial). Enfin, la baie de Boumerdes (Dellys, site 3) est considérée comme une zone relativement moins polluée étant donné qu'elle recèle peu d'habitants ([Bendjelid, 2009](#)) avec une chaîne industrielle et une activité agricole moins importante avoisinant le site.

Parmi les espèces de poissons d'importance économique dans la zone côtière algérienne, la sardine, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792), occupe une place très importante dans les pêcheries et constitue avec *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847) une très grande valeur économique. Selon [Dahel \(2018\)](#), les résultats de la campagne ALPEL 2014 estiment la biomasse totale à 600.000 t en Algérie et limitent les stocks exploitables de petits pélagiques à 220.000 t/an. Les résultats de cette campagne montrent que la pêche portant sur *S. pilchardus* et *S. aurita* représente le principal potentiel halieutique totalisant 80% des captures ([MADRP, 2016](#)). Bien que *S. pilchardus* est l'une des espèces de poissons les plus prisées par les consommateurs algériens, très peu d'études jusqu'à maintenant ont été entreprises sur la salubrité de cette espèce en termes de concentrations en contaminants métalliques et de risques sanitaires probables pour les consommateurs. Les seuls travaux recensés sur la côte algérienne sur cette espèce ([Ouabdesselam et al., 2017](#) ; [Benguendouz, 2018](#) et [Hamida et al., 2018](#)) rapportent des concentrations faibles de Pb, Cd et Hg ne dépassant pas les limites réglementaires.

D'autre part, d'autres espèces de poissons sont intéressantes pour leur capacité indicatrice des pollutions. C'est le cas du rouget de vase, *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758), un modèle biologique très utilisé dans l'évaluation de la pollution en milieu côtier. D'ailleurs, c'est l'une des espèces les plus répondues sur la côte algérienne. Elle est parmi les espèces prioritaires pour les études d'évaluation de l'état de pollution en Méditerranée ([FAO-CGPM, 2002](#)). Les apports de *M. barbatus barbatus* pour l'année

2008 sont de l'ordre de 85 % de la production annuelle des rougets (MPRH, 2009). Cette espèce est recommandée et a été utilisée dans le programme MedPOL (UNEP, 1999) comme bio-indicateur de pollution, et notamment pour l'étude des biomarqueurs depuis les années 80. *M. barbatus barbatus* a été utilisé de nombreuses fois comme espèce sentinelle pour l'évaluation de la pollution le long de la côte méditerranéenne. Les teneurs musculaires en Polychlorobiphényle (PCBs), dichloro-diphényle-trichloro-éthane (DDTs) et en hexachlorobenzène (HCB), ont été comparées entre des zones urbanisées (Barcelone, Marseille) et des zones relativement préservées (Corse, Nord de la Sardaigne) (Porte *et al.*, 2002). *M. barbatus barbatus* est l'une des espèces à favoriser dans l'optique d'un réseau de surveillance de la façade méditerranéenne. Par son lien fort au compartiment benthique et son mode de vie plutôt sédentaire, cette espèce pourra constituer un support analytique de la contamination chimique local du milieu (Meinesz, 2011). D'autre part, cet auteur considère que *M. barbatus barbatus* pourrait constituer un indicateur potentiel, non pas de la contamination à un instant t, mais de la contamination historique subie par le milieu. En fouillant le fond meuble pour se nourrir, il intègrerait dans ses tissus la contamination ancienne stockée dans les sédiments. A notre connaissance, les études portant sur l'utilisation de cette espèce de poisson dans l'évaluation de la qualité des écosystèmes côtiers (espèce bio-indicatrice) restent rares et très éparpillées au niveau des côtes algériennes. Malgré l'importance économique de *M. barbatus barbatus* peu d'études jusqu'à maintenant ont été entreprises sur la salubrité de cette espèce en termes de concentrations en contaminants métalliques et des risques sanitaires qui pourraient y découler pour les consommateurs. Nous citons celui de Bachouche *et al.* (2017) qui ont rapporté que le tissu musculaire de *M. barbatus barbatus* de la baie d'Alger contenait des concentrations de contaminants métalliques (Cd et Hg) supérieures aux recommandations maximales, Atoui *et al.* (2019) ont rapporté que les concentrations de Cd et de Pb mesurées dans la chair de *M. barbatus barbatus* étaient supérieures aux niveaux signalés dans des sites d'activité portuaire et pétrolière (Skikda). Bentata (2015) a de son côté montré que les concentrations en Cd mesurées dans le foie et le muscle de *M. barbatus barbatus* étaient inférieures aux recommandations de la FAO mais supérieures à celles de la commission européenne (CE).

L'objectif de la présente étude a consisté à étudier les niveaux de concentrations en Pb, Cd et Hg dans le muscle et le foie de la sardine, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792)

et du rouget-barbet de vase *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758) de la côte Centre Est algérienne afin d'estimer les éventuels risques sanitaires associés à la consommation de ces espèces. Cette étude a également visé l'étude de la dynamique de ces trois contaminants métalliques en fonction des paramètres spatiotemporels et des paramètres biologiques des espèces.

*Revue bibliographique sur la  
pollution des écosystèmes marins*

### I.1. Notions sur les écosystèmes marins côtiers

La pollution est définie en législation européenne comme l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres ([Directive 2000/60/CE](#)).

Selon le dictionnaire de l'environnement, les termes normalisés de l'AFNOR, le polluant est défini comme un altéragène biologique, physique ou chimique, qui au de-là d'un certain seuil, et parfois dans certaines conditions (potentialisation), développe des impacts négatifs sur tout ou une partie d'un écosystème ou de l'environnement en général ([Lexique français-anglais, AFNOR, 1994](#)).

La contamination des écosystèmes (air, eau, sol), d'un organisme (l'Homme) ou d'un ensemble d'organismes dépassant les seuils réglementaires ou normes se transforme en notion de pollution. Le réseau trophique peut modifier l'étendue de la contamination. Le mot « contamination » est celui adopté par les langages scientifiques, législatifs et normatifs. Le mot « pollution » qualifie une contamination au-delà d'une norme, seuil, loi, ou hypothèse.

La pollution ou la contamination menace aujourd'hui tout les écosystèmes (air, eau, sol) et leurs organismes ([Kayalto, 2009](#)).

Les polluants dans l'eau sous formes dilués et invisibles et les substances toxiques infiltrées dans le sol rendent difficile la lutte contre cette pollution diffuse. D'autre part, cela complexifie les effets sur les organismes exposés qui peuvent être le résultat de multiples polluants agissant en synergies complexes ([Kayalto, 2009](#)).

Les différents compartiments de l'environnement échangent entre eux par différents processus biogéochimiques incluant notamment l'évaporation, l'érosion des sols, les dépôts atmosphériques, les ruissellements et lessivage des sols. L'accumulation élevée des polluants dans le milieu aquatique et en particulier dans le milieu marin est la conséquence de ces échanges ([Rowe et al., 2007](#)).

La mer couvre une grande partie de la surface de la terre. Elle est encore définie comme une vaste masse d'eau salée qui entoure les continents ([Dictionnaire QUILLET de la langue française, 1975](#)). Les mers et les océans couvrent, selon la plupart des données statistiques disponibles, plus de 70 % de notre planète (soit les trois quarts de la surface de la terre).

Avec l'atmosphère, l'océan forme un système indépendant qui affecte presque tous les aspects de la vie. Il emmagasine la chaleur solaire, agit comme un thermostat et façonne le climat ([Frankel, 1995](#)). Les mers contiennent des éléments organiques en équilibre complexe,

recyclent des composés chimiques nécessaires à la survie des êtres vivants et sont une réserve importante d'aliments (Saheb-Etabba, 1995).

Par le passé, on dissociait le milieu marin des zones côtières ; mais compte tenu de l'interrelation entre ces deux milieux, il est apparu nécessaire de les combiner. Le concept environnemental s'y est greffé pour finalement aboutir à la notion d'environnement marin et côtier. Cette notion a émergé avec les problèmes écologiques qui touchent à la fois le milieu marin et les zones côtières.

Une zone d'activité intensive, zone d'échanges à l'intérieur et entre les processus physiques, biologiques, sociaux, culturels et économiques. Il est composé de systèmes interactifs multiples : marins, terrestres et fluviaux. Avec la notion d'environnement marin et côtier, apparaît celle de dégradation qui englobe plusieurs phénomènes à savoir la pollution marine et côtière, la surexploitation des ressources marines, l'érosion côtière, etc.

(Zognou, 2012).

Ces écosystèmes côtiers ont la particularité d'être dynamiques (jeunes) et très productifs. Ils renferment par ailleurs, une biodiversité de faune et flore incommensurable. Notons aussi la diversité très importante des habitats des organismes marins.

Les océans et les mers sont l'un des principaux réservoirs de la biodiversité dans le monde. Ils constituent plus de 90 % de l'espace habitable sur la planète et abrite quelque 250 000 espèces connues ainsi que beaucoup d'autres qui ne sont pas encore répertoriées (<http://coml.org>).

La biodiversité marine est donc à la base du développement durable (économique, social et environnemental). Elle est indispensable au bon fonctionnement de la planète et fournit des services qui assurent la santé, le bien-être et la prospérité de l'humanité (<https://www.un.org/>).

Les océans et la vie marine sont essentiels au bon fonctionnement de la planète, fournissant la moitié de l'oxygène que nous respirons et absorbant environ 26 % des émissions de dioxyde de carbone anthropique dans l'atmosphère par an (Le Quéré *et al.*, 2015).

De nouvelles preuves apparaissent démontrant le rôle essentiel de la biodiversité marine pour la santé de la planète et le bien-être social. La pêche et l'aquaculture sont une source de revenus pour des centaines de millions de personnes, en particulier pour les familles à faible revenu, et contribuent directement et indirectement à leur sécurité alimentaire. Les écosystèmes marins fournissent de nombreux services aux communautés côtières dans le monde. Par exemple, les écosystèmes de mangroves sont une source importante de nourriture pour plus de 210 millions de personnes (Spalding *et al.*, 2016).

Les écosystèmes côtiers, et en particulier les baies et les estuaires, sont parmi les plus productifs au monde (McLusky et Elliot, 2004). Ces écosystèmes fournissent de nombreux services pour l'homme et présentent une grande valeur économique (Costanza *et al.*, 1997).

Il n'est donc pas surprenant que les établissements humains se soient développés près des côtes (i. g. 67 % de la population mondiale vit à moins de 400 km). Environ 61 % du produit intérieur brut total mondial vient des océans et des régions côtières situées à moins de 100 km du littoral (Nunes & Ghermandi, 2013).

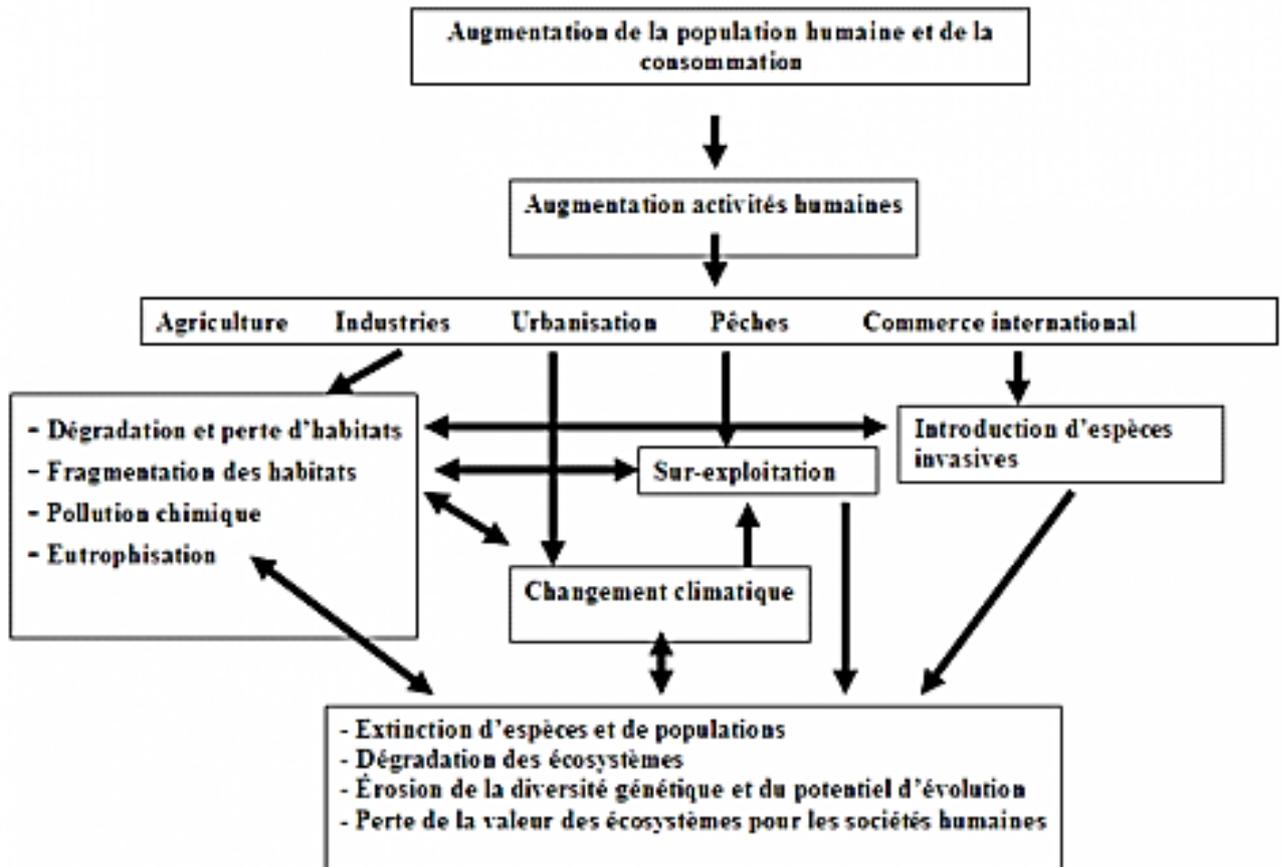
Malgré l'importance des services écosystémiques des milieux marins côtiers (réservoir de biodiversité, écosystèmes dynamiques et productifs, renfermant des habitats essentiels pour la faune et flore, services à l'homme, etc.), de nombreuses pressions s'y exercent, ayant des incidences négatives sur la biodiversité marine, compromettant le bon fonctionnement de l'écosystème et sa capacité à fournir les services dont nous avons besoin pour survivre et prospérer. En outre, comme les océans sont de plus en plus mis à contribution, la fourniture continue de ces services sera critique. La perte de la biodiversité a des conséquences souvent plus graves pour les populations pauvres qui dépendent beaucoup des services fournis par les écosystèmes au niveau local pour assurer leurs moyens de subsistance et qui sont très vulnérables face à la dégradation de l'environnement marin (<https://www.un.org/>).

La biodiversité aquatique contribue à l'équilibre écologique de la planète en fournissant divers services de régulation et d'usage : les océans soutiennent la vie sur terre en contribuant à la production d'oxygène et à l'absorption d'énormes quantités de gaz carbonique. Ils se comportent comme « une pompe biologique qui transforme le gaz carbonique par des processus biogéochimiques, une partie restant à l'état dissous » (Papon, 1996), influant de ce fait sur le climat. Ils jouent également un rôle essentiel dans le renouvellement de la biomasse et la préservation des habitats marins, notamment en accélérant le processus de dégradation naturelle des pollutions aquatiques (ONU, 2007) ; les écosystèmes des grands fonds marins offrent plusieurs exemples d'adaptation moléculaire à des conditions difficiles, ce qui permet de mieux comprendre le processus de sélection, d'évolution et de survie des espèces biologiques dans un environnement extrême. La biodiversité des grands fonds marins est une source de connaissances essentielles pour reconstituer le fil de l'évolution de la vie sur Terre.

Selon Amara (2010), la biodiversité marine est fragilisée par les activités humaines (Fig. 1). Les atteintes à la biodiversité marine sont la résultante d'une démographie humaine croissante et d'une activité humaine en pleine expansion économique dont les besoins en ressources renouvelables (pêche) et non renouvelables (minérales, énergétiques) ne cessent de s'accroître.

Plusieurs causes ont une incidence sur la biodiversité marine, aux niveaux génétique, spécifique et écosystémique ; il est admis d'en reconnaître cinq principales :

- La pêche
- La pollution chimique et l'eutrophisation
- La dégradation physique des habitats
- L'invasion d'espèces exotiques
- Le changement climatique



**Figure 1.** Principales causes ayant une incidence sur la biodiversité marine (Amara, 2010).

Les zones côtières sont qualifiées d'habitats essentiels pour les espèces de poissons, étant donné qu'une partie de leur cycle biologique s'y effectue obligatoirement (Durieux, 2007). Selon ce même auteur, ces zones côtières présentent de fortes variations des facteurs environnementaux naturels, auxquelles se surajoutent souvent de fortes pressions anthropiques (e.g. pollution et réduction d'habitat). L'habitat des juvéniles de poissons est restreint aux zones côtières de faible profondeur, essentiellement les baies et les estuaires, où ils y sont relativement sédentaires (Durieux, 2007).

Au cours de leur vie et en fonction de leur stade de développement (larves, juvéniles, adultes) les poissons occupent des habitats différents : aires de reproduction, de nurseries, de nutrition, de migration, l'ensemble de ces milieux est qualifié d'habitats essentiels puisqu'ils sont nécessaires au maintien et renouvellement des ressources (Fig. 2). Ces changements d'habitats ont pour but d'optimiser la croissance, la survie et le potentiel reproducteur de l'individu (Gibson, 1997).

Les habitats sont des entités dynamiques, leurs caractéristiques (surface, température, salinité, nourriture disponible, etc.) variant dans l'espace et dans le temps (Le Pape et al. 2003). La politique de pêche aux Etats-Unis (législation fédérale) vise à identifier et à promouvoir les habitats essentiels des espèces commerciales de poissons (« *Essential Fish Habitat* : EFH ») : « eaux et substrat nécessaire aux poissons pour pondre, se reproduire, se nourrir et grandir jusqu'à maturité sexuelle ».

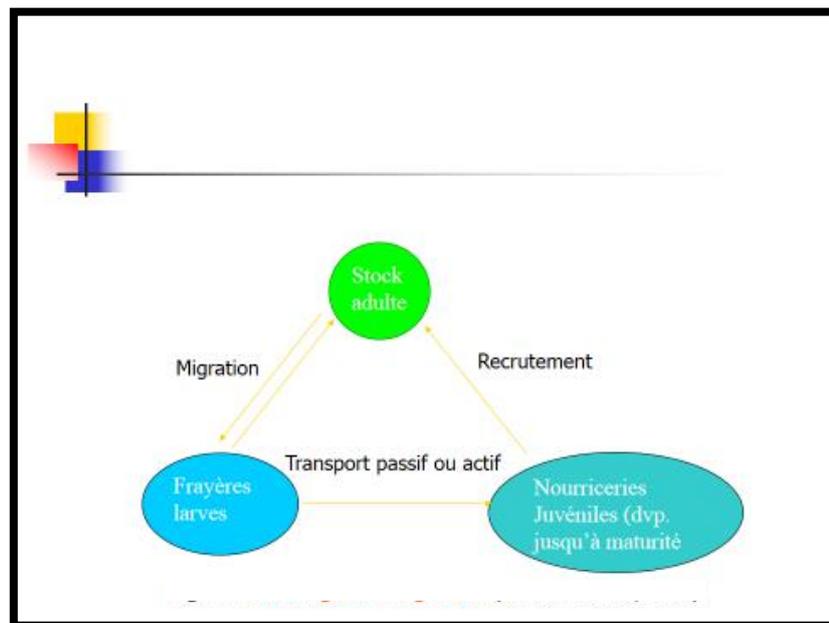


Figure 2 : Le triangle de migration (Harden Jones, 1968).

## I.2. Les différents compartiments des écosystèmes marins côtiers

Les mers et océans sont divisés en deux grandes zones regroupant une variété d'habitats : la zone pélagique d'une part, et la zone benthique d'autre part.

La zone pélagique est la partie des océans comprenant la colonne d'eau. Elle comprend trois sous-zones :

- la zone épipélagique qui s'étend de la surface jusqu'à 200 mètres de profondeur, où il y a assez de lumière pour permettre la photosynthèse ;

- la zone mésopélagique qui s'étend d'environ 200 mètres à 1000 mètres en dessous du niveau de la mer ;

- la zone bathypélagique où la lumière ne pénètre pas. En dessous de cette profondeur, la biomasse et la diversité des organismes pélagiques décroissent régulièrement. Les zones en dessous de 3000 mètres (zones abyssopélagiques et hadopélagiques) sont en grande partie peu connues et peu explorées (PNUE, 2006).

La zone benthique recouvre plusieurs écosystèmes :

- les talus continentaux et plaines abyssales qui sont les plus vastes habitats marins représentant 90 % de la superficie totale des océans ;

- les monts sous-marins qui sont d'origine tectonique ou volcanique, d'une hauteur pouvant atteindre 3000 mètres. Ce sont des zones de grande diversité biologique incluant les récifs coralliens qui sont des constructions biologiques servant de milieux nourriciers et de zones de frayère à diverses espèces aquatiques. Bien qu'ils n'occupent que 0,1% de la superficie des océans, les écosystèmes récifaux sont l'habitat de près d'un tiers des espèces marines ;

- les fosses océaniques qui sont de profondes dépressions longeant les continents ou les archipels volcaniques ; - les canyons sous-marins qui sont des vallées encaissées qui entaillent profondément les marges continentales ; et

- les habitats réducteurs qui se trouvent dans les régions des océans où les concentrations en oxygène sont faibles. Ils comprennent les bassins océaniques anaérobies, les cheminées hydrothermales situées à proximité des dorsales océaniques et les sources froides (PNUE, 2006 ).

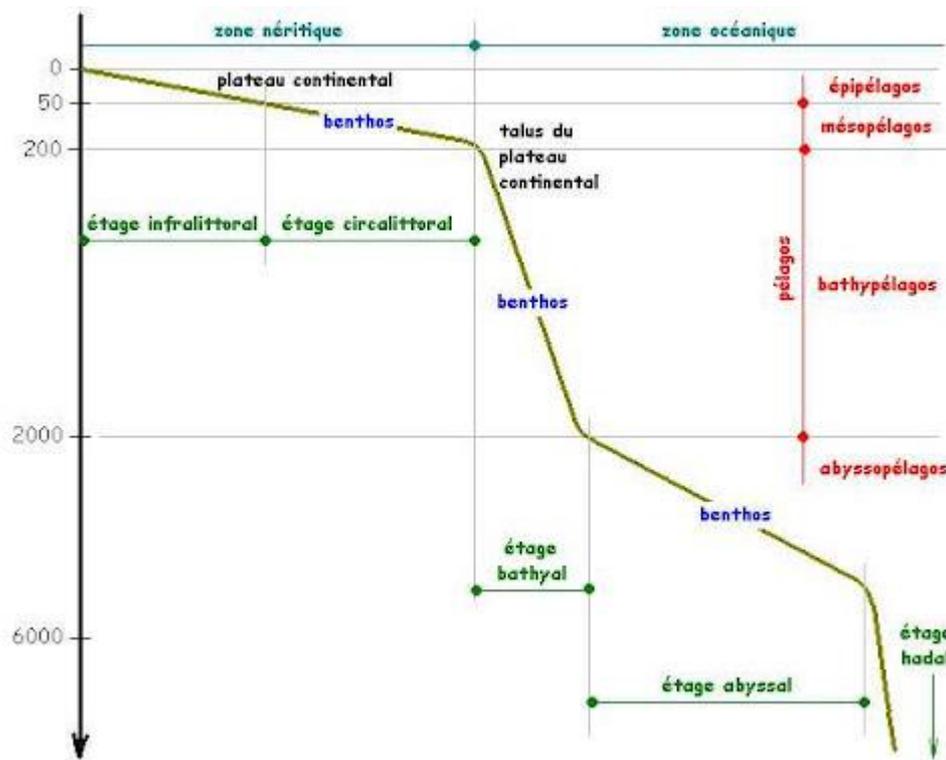


Figure 3: Le découpage vertical du domaine océanique (Source : <http://www.cotebleue.org/etagement.html>)

Le découpage vertical du domaine océanique présente différents étages (Fig. 3) :

- **L'étage infralittoral** correspond à la limite des herbiers de Posidonies. C'est la zone la plus riche et la plus diversifiée en faune et en flore. Ceci est dû aux conditions favorables d'éclairement qui s'amenuisent en descendant vers les étages inférieurs.
- **L'étage circalittoral** est le prolongement de l'infralittoral. Ces deux étages recouvrent le plateau continental qui s'étend jusqu'à environ 200 mètres.
- **L'étage bathyal** commence à partir du talus continental et descend jusqu'à 2000 mètres.
- **L'étage abyssal**, compris entre 2000 et 6000 mètres est l'étage qui correspond aux plus grandes profondeurs de la Méditerranée (point le plus profond actuellement = 5126 mètres au large de la Grèce).
- **L'étage hadal** ne concerne que les grandes fosses océaniques comme la renommée fosse des Mariannes.

### I.3. Fonctionnement des écosystèmes marins côtiers

Les fonctions des écosystèmes sont définies comme étant un sous-ensemble des interactions entre structures biophysiques, biodiversité et processus écosystémiques. Un écosystème aquatique en bon état peut assurer diverses fonctions, que l'on peut scinder en plusieurs familles (Brachet, 2015) :

- Les fonctions de production, qui concernent essentiellement la production de matière organique et la mise à disposition de ressources non renouvelables comme l'eau ou les substances minérales ;
- Les fonctions de régulation - le fonctionnement des écosystèmes contribue à stabiliser la variabilité des processus naturels (climat, risques naturels...) et le flux de ressources (rétention d'eau dans le sol). Ils jouent aussi un rôle dans l'élimination et la transformation des substances toxiques (auto-purification de l'eau) ;
- Les fonctions d'organisation (ou de structuration) - elles contribuent à définir les règles d'auto-organisation du système. Il s'agit à la fois de l'organisation physique des systèmes (structuration paysagère) et de leur organisation biologique (biodiversité) (Brachet, 2015).

### I.4. Enjeux écologiques et économiques des écosystèmes marins côtiers

Un écosystème aquatique a de multiples fonctions, ce qui est très important dans un environnement fini, parce qu'il génère de nombreux avantages et services. Ces services sont appelés services écosystémiques et sont généralement définis comme étant les avantages que les humains tirent des fonctions de l'écosystème. Le fonctionnement durable de ces écosystèmes devrait donc être une cible pour les gestionnaires de l'eau et de nombreuses études ont montré qu'ils sont essentiels à l'activité économique durable (Brachet, 2015). Chaque écosystème est ainsi à la base de fonctions, qui elles-mêmes génèrent des services. Il existe un certain nombre de classifications de services écosystémiques (L'économie des écosystèmes et de la biodiversité, l'Evaluation du Millénaire, la Classification internationale des services écosystémiques, etc.). Elles comprennent trois ou quatre types de services (approvisionnement, régulation, culture et parfois une quatrième catégorie de services de soutien) (Brachet, 2015).

- Les services d’approvisionnement incluent les produits issus des écosystèmes (nourriture et ressources en eau, divers matériaux, fibres, ressources génétiques et biochimiques et autres ressources minérales) ;
- Les services de régulation comprennent les bénéfices issus de la régulation des processus écosystémiques (régulation du climat, régulation hydrologique, purification et traitement des eaux, régulation des risques naturels et des maladies, de l’érosion et de la sédimentation, filtration de polluants) ;
- Les services culturels incluent les bénéfices non matériels issus des écosystèmes (services récréatifs et de bien-être, services religieux et spirituels, valeur esthétique, éducation ou héritage culturel) ;
- Les services de support comprennent la formation des sols, le cycle des nutriments, le cycle de l’eau.

➤ **La valeur économique des écosystèmes aquatiques**

C’est la valeur de perte du bien ”écosystème” ou la valeur de remplacement de ce bien. La valeur patrimoniale de l’écosystème comprend trois parties (Brachet, 2015) :

❶ La valeur de la structure de support de l’écosystème : Il s’agit par exemple de la valeur monétaire du terrain sur lequel fonctionne une zone humide, ou la valeur d’un plan d’eau naturel (terrain et réserve d’eau), ou encore le linéaire de cours d’eau (lit de rivière et eau), chacun constituant le fondement du milieu aquatique concerné: un hectare de zone humide, pour un agriculteur ou pour un urbaniste, a peu de valeur monétaire du fait des investissements nécessaires à engager en préalable pour le valoriser en culture ou en urbanisation (drainage ou remblai de la zone humide, voire surcoût en infrastructure) (Brachet, 2015).

❷ La valeur du stock de ”produits” ou ”matières ” marchandisables liées à l’écosystème : Un étang peut contenir une quantité importante de poissons qui constitue, au sens économique, un stock de capital circulant vivant. De même, une tourbière possède un stock de matière (tourbe) valorisable économiquement sur un marché à un certain prix. Le sous-sol du lit de la rivière peut contenir des granulats ou sables extractibles et commercialisables (Brachet, 2015).

❸ La valeur de l’écosystème proprement dit, c’est-à-dire la valeur de l’infrastructure naturelle. Les infrastructures naturelles fournissent des services environnementaux.

Par exemple, une zone humide, en facilitant la dégradation des matières organiques et des matières azotées et phosphatées possède un pouvoir d’autoépuration, assimilable à une station d’épuration. Ces services rendus peuvent être assimilés à des infrastructures avec, d’une part,

le service rendu (traitement d'eaux polluées, abattement de pollution) et d'autre part, l'unité nécessaire (station d'épuration, unité de production d'eau potable) (Brachet, 2015).

### **I.5. Les sources de polluants affectant les écosystèmes marins côtiers**

Plusieurs sources de pollution menacent la mer Méditerranée : L'urbanisation qui se traduit par l'augmentation des activités pour satisfaire le besoin humain, le tourisme exerce une pression sur l'environnement, les pratiques agricoles sont des sources diffuses de la pollution aquatique, la surpêche affecte le stock de la méditerranée et les activités industrielles détériorent le bassin méditerranéen.

#### **▪ Urbanisation**

Dans la région Méditerranéenne il existe vingt et un états qui comptent plus de 400 millions résidents. Selon les statistiques établies par le « PB » ce chiffre devrait passer à 520-570 millions en 2030, pour atteindre approximativement 600 millions en l'an 2050 et, éventuellement, plus de 700 millions à la fin du 21<sup>ème</sup> siècle (AEE, 1999).

La concentration croissante de personnes (presque 35 % vivent dans les zones côtières) s'accompagne de l'augmentation d'activités pour satisfaire aux besoins humains et donc de l'augmentation des rejets et des déchets présentant un risque de pollution des ressources naturelles. Parmi ces déchets, les matières plastiques représentent à elles seules 75% des déchets de surface et des fonds marins en Méditerranée (Medondes, 2004). Des données provenant du programme de surveillance et de recherche en matière de pollution dans la région Méditerranéenne, le MED POL / PAM et d'autres sources régionales montrent que 30 à 40 millions de tonnes de déchets solides municipaux aboutissent dans la mer chaque année.

L'absence d'installations de traitement des eaux usées est un grand problème dans la région Méditerranéenne, quelques 48 % des centres urbains sont dépourvus d'installations de traitement des eaux usées, avec pour conséquence le déversement de plus de trois milliards m<sup>3</sup> d'eaux non traitées dans la mer par an (Medondes, 2004). S'ajoute à ses pollutions, l'augmentation des activités industrielles liées à l'urbanisation.

#### **▪ Tourisme**

En raison de la richesse naturelle, la beauté des paysages et le climat agréable, les côtes Méditerranéennes sont une destination importante des touristes. Les pays Méditerranéens encouragent le tourisme sur les côtes méditerranéennes. Le tourisme constitue actuellement la première source de devises étrangères de la région. Mais beaucoup ignorent l'importance de

protéger l'environnement et d'appliquer les normes du développement durable. Le nombre des touristes va passer à 235-250 millions en 2025 (selon le PB) (AEE, 1999). L'incidence du tourisme intensif sur l'environnement se traduit par l'utilisation des terres, la consommation des ressources d'eau, la pollution, les déchets et les pressions physiques et socioculturelles, la réduction des sites naturels et des espaces libres, la modification substantielle des paysages côtiers ainsi que par des conflits sur l'utilisation des terres, de l'eau et des autres ressources (AEE, 1999).

#### ▪ **Agriculture**

En raison de la morphologie spécifique du bassin Méditerranéen, l'activité agricole est pratiquée de façon intensive dans des plaines côtières restreintes. L'agriculture constitue la principale source non ponctuelle de pollution de la mer Méditerranée, l'utilisation de produits chimiques dans l'agriculture fait que les eaux de ruissellement entraînent des pesticides, des nitrates et des phosphates. Les pesticides sont présents dans un tiers des rejets agricoles et que l'on retrouve dans 90 % des cours d'eau (Gachot, 2008).

Les agriculteurs qui consomment près des 2/3 de l'eau utilisée pour l'arrosage des cultures et des plantes, sont les principaux responsables de la pollution par les nitrates et les pesticides. Selon l'Agence Européenne pour l'Environnement (AEE) les impacts de l'agriculture dans les modifications de l'environnement côtier du bassin Méditerranéen sont plus indirects que directs et se traduisent par (AEE, 1999).

- Dans la plupart des pays, tous les types de pratiques agricoles et d'utilisation des terres sont traités comme des sources diffuses de pollution aquatique et sont donc difficiles à quantifier. Les terres agricoles constituent l'une des ressources où les pressions du développement sont les plus fortes, notamment sur la bande littorale étroite bordée de régions désertiques sur la côte sud ;

- Les principales pressions issues de l'agriculture correspondent à l'érosion du sol et au surplus de nutriments lorsque des engrais sont utilisés en excès (AEE, 1999).

#### ▪ **Pêche**

La Méditerranée se caractérise par ses conditions naturelles qui demeurent uniques : sa condition de mer oligotrophique, des paysages côtiers exceptionnels, une profondeur importante, des conditions climatiques très belles et rares. Aussi la mer Méditerranée est un réservoir majeur de biodiversité : 10 000 à 12 000 espèces marines (faune et flore). Avec 0.7 % de la surface de l'océan mondial, elle héberge donc 8 à 9 % de sa biodiversité ; c'est donc un pôle de biodiversité (Perrot, 2008). Les herbiers de posidonie, les zones intertidales rocheuses

et les estuaires de la côte Méditerranéenne sont des habitats de première importance pour beaucoup d'espèces, et sont les zones de fraye et d'alevinage de certaines des principales espèces de poissons (Perrot, 2008). Mais ces espèces sont menacées en premier lieu par la surpêche surtout dans les pays du sud de la Méditerranée qui sont des pays en voie de développement (PED) où la protection de l'environnement n'est pas parmi les priorités, et qui n'appliquent pas des politiques strictes pour protéger le milieu marin (Perrot, 2008). En raison de cette menace, plusieurs réglementations sont adoptées au niveau international et régional afin de préserver ces espèces. Selon les données de (FAO), la quantité de pêche « passive » due à la perte des filets de pêche a généralement augmenté, mais le nombre de chalutiers reste stable depuis 1982. D'autre part, la pêche excessive menace la pérennité de certains stocks, tandis que la biodiversité est perturbée par l'intrusion d'espèces non indigènes (Perrot, 2008).

#### ▪ Les activités industrielles

Les activités industrielles existant autour du bassin Méditerranéen menacent la mer Méditerranée. Certaines zones en présence des industries lourdes telles que les industries chimiques et pétrochimiques sont plus menacées que les autres régions.

Avec plus de 200 installations pétrochimiques et énergétiques, usines chimiques et unités de production de chlore et quelques 80 grands cours d'eaux charriant une charge importante de pollution provenant de l'amont, le bassin Méditerranéen se trouve à l'heure actuelle dans un état de détérioration (Albakjaji, 2011). Une soixantaine de raffineries de pétrole déversent chaque année près de 20.000 tonnes d'hydrocarbures dans la mer. S'est ajouté la pollution atmosphérique engendrée par ces activités. Aussi, la mer Méditerranée est menacée par la pollution pétrolière liée au trafic maritime, qui est dense du fait de l'importance de la Méditerranée dans le transport des marchandises (Albakjaji, 2011).

#### I.6. La nature des polluants affectant les écosystèmes marins côtiers

On distingue différentes sortes de pollution de l'environnement marin et côtier. Il existe des pollutions dites opérationnelles, dont certaines sont volontairement causées, et d'autres accidentelles. Parmi ces formes de pollutions, on distingue celles qui sont pélagiques, c'est-à-dire provenant de la mer et qui se manifestent dans les eaux intérieures et dans les côtes, de celles qui sont telluriques, autrement dit qui proviennent des activités terrestres et qui touchent le milieu marin (Kiss et Beurrier, 2004). Au rang des pollutions pélagiques on classe les pollutions accidentelles et les pollutions volontaires. Les pollutions telluriques, elles, sont généralement dues à l'exercice normal des activités humaines situées sur la terre ferme. Les

pollutions issues de la mer sont celles qui proviennent d'opérations d'immersion de déchets, de naufrages de navires et de déballastages encore appelés « dégazages » (Kiss et Beurier, 2004).

D'après (Ramade, 1989), les polluants peuvent être classés en trois grandes catégories :

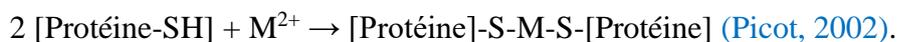
- 1) les polluants physiques : Radiations ionisantes, Pollution thermique.
- 2) les polluants chimiques : Hydrocarbures, Plastiques, Pesticides, Détergents, Composés divers de synthèse, Dérivés du Soufre, Nitrates, Phosphates, contaminants métalliques, Fluorures, Particules minérales.
- 3) les polluants biologiques : Matières organiques mortes, Microorganismes.

Les polluants chimiques sont libérés dans l'atmosphère, les sols, les eaux continentales et les océans. Ils sont soumis au même titre que les substances naturelles au jeu des phénomènes biogéochimiques.

Les effets des polluants sur les populations résultent de leur toxicité aiguë ou à long terme. Ils se manifesteront par une mort immédiate ou différée si la concentration atteinte dans l'environnement est assez élevée. Depuis une vingtaine d'années, la Communauté Européenne a pris une série de directives dans ce domaine. L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) propose des valeurs indicatives qui servent à établir les normes réglementaires.

### **I.7. Les contaminants métalliques dans les organismes marins**

Les protéines qui contenaient du soufre étaient le sujet de recherche des premiers biologistes d'où l'apparition de la notion de métaux lourds. La formation de précipités volumineux et denses est due à l'interaction entre les sels solubles dans l'eau du plomb, du mercure et du cadmium avec une solution aqueuse d'une protéine suite à la combinaison solide entre les fonctions soufrées de ces protéines et ces ions métalliques, selon la réaction suivante :



SH : fonction soufrée de la protéine (S = soufre, H = hydrogène)  $\text{M}^{2+}$  : forme ionisée divalente du métal lourd ( $\text{Hg}^{2+}$  pour le mercure,  $\text{Pb}^{2+}$  pour le plomb et  $\text{Cd}^{2+}$  pour le cadmium).

Le plomb, le cadmium et le mercure exercent une forte toxicité vis-à-vis de nombreux êtres vivants (microbes, plantes, animaux, Homme), ceci est due à leur forte affinité pour le soufre et leur capacité à être bioaccumulés dans les chaînes alimentaires. C'est le cas aussi pour d'autres éléments comme le thallium, l'argent ou l'or... tous reconnus toxiques mais qui ne doivent pas être classés parmi les « métaux lourds », terme uniquement réservé au mercure, au plomb et au cadmium (Picot, 2002). Le rapport d'information au Sénat français « *Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé* » (Rapport no 261, Sénat français, 2001),

indique : « L'appellation métaux lourds est cependant une appellation courante qui n'a ni fondement scientifique, ni application juridique ». Certains éléments sont aussi toxiques tel l'arsenic alors qu'il est non métallique, certains composés organiques le sont également. C'est ce qui crée la confusion en tenant compte du caractère toxique de certains des métaux lourds (mercure, plomb, cadmium en particulier) et c'est pour cette raison que la classification des métaux lourds est souvent discutée. La dénomination "éléments traces" est préférable. La notion de « métaux lourds » est désormais sans valeur scientifique (Picot, 2002). Selon le même auteur, comme ces métaux lourds sont présents dans le milieu naturel, en très faibles quantités, ils doivent être classés dans ce que l'on appelle les « métaux en traces » ou éléments traces métalliques (ETM). On considère uniquement le mercure (Hg), le plomb (Pb) et le cadmium (Cd) comme métaux lourds. Si on veut concilier le langage populaire et l'exactitude scientifique, ils seront appelés de ce fait les "éléments traces toxiques".

La forme physico-chimique des contaminants métalliques dans le milieu aquatique influence leur biodisponibilité (forme accessible aux organismes) et donc leur effet toxique. Parfois, la quantité du métal biodisponible est faible mais sa concentration totale peut être élevée dans l'échantillon brut. Les paramètres influençant la biodisponibilité des contaminants métalliques sont les teneurs en matière organique (ou carbone organique), en hydroxydes métalliques et en acide volatile sulfide (AVS), qui fixent fortement les contaminants métalliques en formant des complexes insolubles, ainsi que le pH (Ankley *et al.*, 1996 ; Di Toro *et al.*, 2005). La biodisponibilité/activité des contaminants métalliques est conditionnée également par des interactions à l'interface biotique/abiotique. Aucun effet notable de l'élément métallique est observé s'il est en contact avec des liaisons physiologiquement inertes. S'il se lie par contre à des sites physiologiquement actifs, des mécanismes cellulaires seront directement ou indirectement affectés (Campbell et Couillard, 2004).

La surveillance de la contamination métallique reposait (début des années 1970) uniquement sur l'analyse chimique de l'eau. Une technique analytique qui ne donne ni de renseignements sur la biodisponibilité des contaminants métalliques surtout toxiques ni elle prévoit l'impact de ces éléments sur les organismes. C'est dans ce contexte que Goldberg (1975), propose l'utilisation d'indicateur biologique ou bio-indicateur pour évaluer la qualité du milieu.

### **I.8. Caractéristiques de quelques contaminants métalliques**

Les roches et les gisements minéraux contiennent naturellement les contaminants métalliques contrairement à beaucoup de contaminants organiques. Ces contaminants métalliques sont introduits dans l'écosystème via les phénomènes naturels tels que l'érosion, l'activité volcanique ou les dépôts atmosphériques (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003).

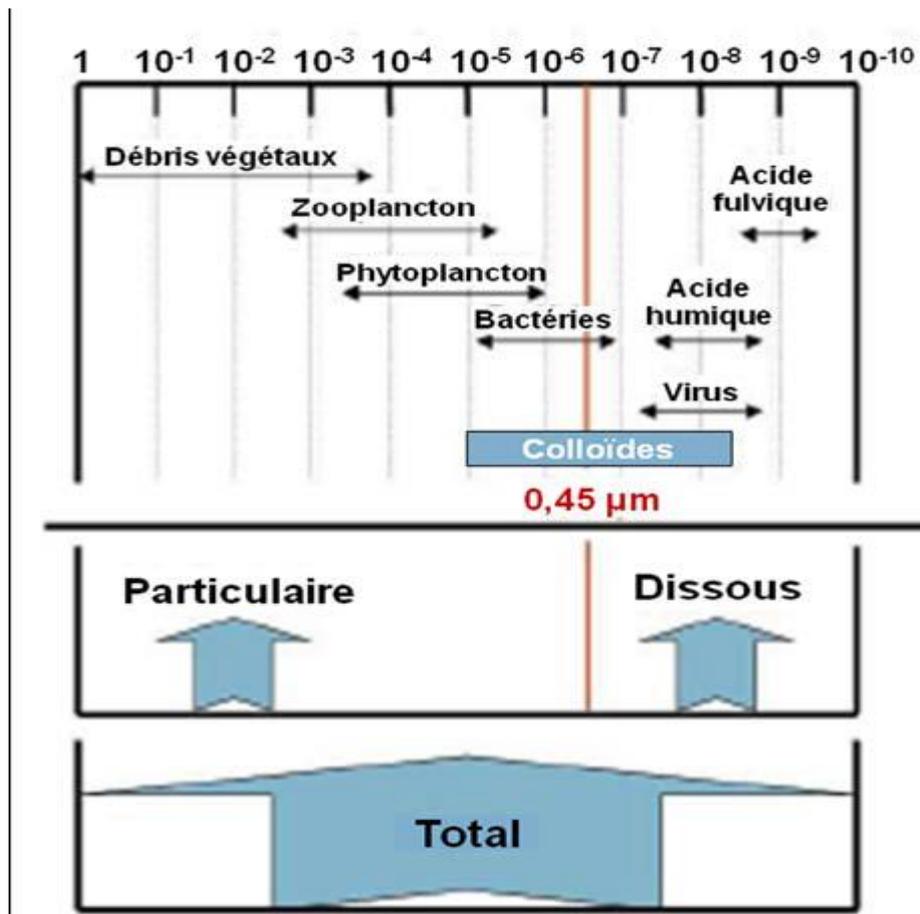
Par ailleurs, ils sont considérés comme des éléments de choix dans de nombreuses activités humaines en raison de leur propriétés thermiques et électriques, augmentant ainsi leur dispersion dans l'environnement (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003).

L'industrie cimentière (Hg, Cu), la production d'énergie (As, Cd, Ni), et la métallurgie (Pb, Zn) sont à la base des émissions atmosphériques selon l'inventaire « National Baseline Budget » (Bilan Bases Nationales, BBN). Les rejets aquatiques proviennent de l'industrie des engrais (Hg, As, Pb), la métallurgie (Ni, Zn), les usines de traitements des eaux usées (Cd, Cu), le secteur de l'énergie et de l'industrie chimique. Le raffinage pétrolier, représente la principale source de rejet de chrome dans l'eau et dans l'atmosphère (UNEP/MAP/MED POL, 2012).

Les métaux sont définis selon deux catégories au regard de leurs rôles biologiques essentiel et non essentiel. Les métaux dits essentiels répondent à des fonctions biochimiques précises dans l'organisme d'où l'apparition de symptômes pathologiques suite à leur absence et la disparition de ces symptômes à la nouvelle présence de ces métaux (Kucuksezgin *et al.*, 2006). Par contre, un élément métallique est appelé non essentiel lorsqu'il n'assure pas de fonction biologique particulière et qu'il entraîne des effets toxiques délétères à des concentrations pouvant être très faibles.

#### **I.8.1. Spéciation et biodisponibilité des contaminants métalliques en milieu aquatique**

La spéciation est le résultat de l'interaction des formes physiques et chimiques des éléments métalliques présents dans l'environnement avec les ligands du milieu (Templeton *et al.*, 2000). En milieu aquatique, les contaminants métalliques existent sous deux formes : dissoute ou particulaire. La figure 4 représente ces différentes fractions (dissous/particulaire) et leurs compositions.



**Figure 4 :** Spectre des tailles (en mètre) de particules dans le milieu aquatique et schématisation des différentes fractions (Lesven, 2008).

En milieu aquatique naturel, on retrouve un mélange d'entités de cations, d'anions et de molécules inorganiques ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Si}(\text{OH})_4\dots$ ), et de matières organiques dissoutes (urée, acides aminés, acides humiques et fulviques) mis à part les colloïdes, particules en suspension issus des sols et des sédiments et les particules d'origines biologiques (phytoplancton et zooplancton notamment). Ces entités sont caractérisées par des surfaces d'échange variables. Ainsi, les contaminants métalliques peuvent être présents en tant qu'ions libres hydratés, complexés par des ligands organiques et/ou inorganiques, adsorbés sur des colloïdes ou des MES, ou (co) précipités (Lesven, 2008).

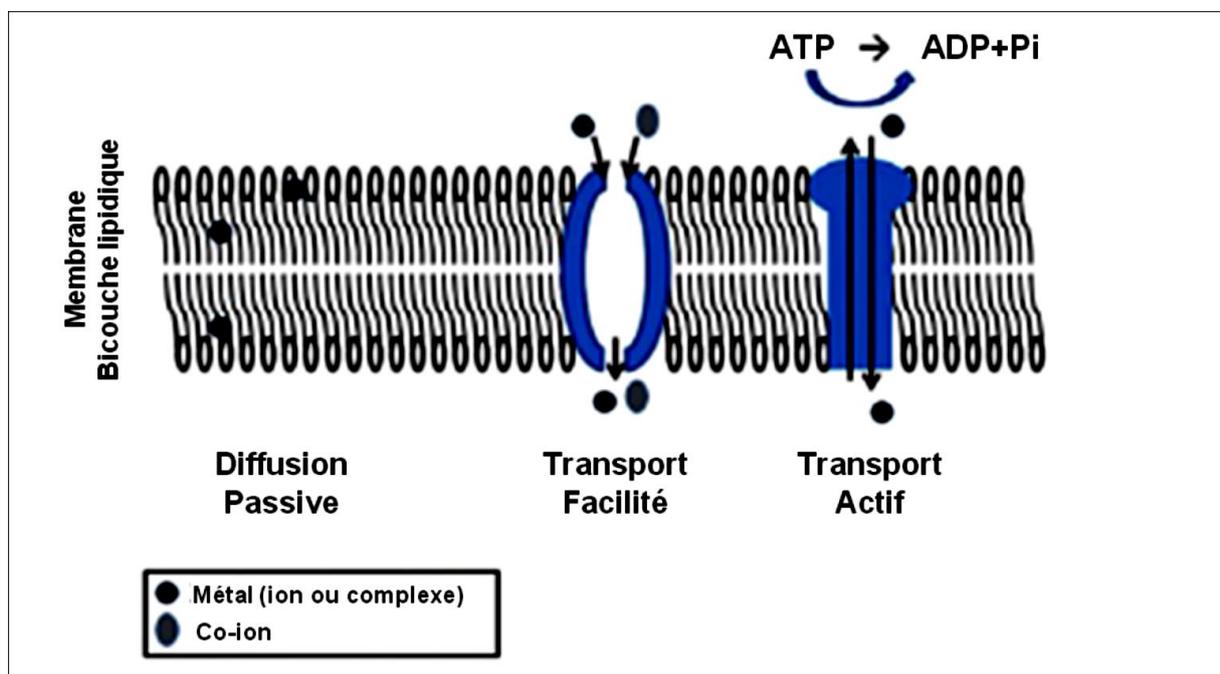
### I.8.2. Transfert des contaminants métalliques vers les organismes aquatiques

Les contaminants métalliques n'accèdent pas aux organismes aquatiques par simple diffusion, ceci est possible par transport facilité. Le processus de bioaccumulation métallique s'effectue en trois étapes principales : la diffusion du métal vers la surface biologique, la diffusion au travers de la couche externe puis la complexation du métal à des sites physiologiques inertes ou actifs, affectant ou non le métabolisme (Campbell et Couillard, 2004).

### ➤ Contaminants métalliques dissous

La voie directe de contamination par les contaminants métalliques dissous est assurée par la membrane épithéliale des branchies, elle constitue l'interface clé pour les mécanismes de transport transmembranaire à travers trois mécanismes généraux (Campbell et Couillard, 2004) (Fig. 5) :

- le transport facilité du cation par des transporteurs transmembranaires protéiques ou des canaux transmembranaires.
- le transport facilité d'un complexe métallique anionique.
- le transport passif par simple diffusion d'un complexe métallique lipophile.



**Figure 5** : Principaux mécanismes membranaires permettant l'entrée des contaminants métalliques dans la cellule (adapté de Mason, 2013).

### ➤ Contaminants métalliques particuliers

La seule condition pour que les contaminants métalliques particuliers soient assimilés est l'ingestion de la particule et la solubilisation du métal qui s'effectue directement dans le tractus digestif ou dans les vacuoles créées par invagination de la membrane biologique. La solubilisation des contaminants métalliques initialement liés à la particule est favorisée à l'aide des conditions physico-chimiques (pH, oxydoréduction...) (Campbell et Couillard, 2004).

Le mécanisme d'endocytose qui joue un rôle important dans le transfert des contaminants métalliques chez les organismes aquatiques est décrit au niveau des branchies, de l'épithélium

du manteau et au niveau de la barrière intestinale (Depledge and Rainbow, 1990 ; Roesijadi and Robinson, 1994). Il induit l'incorporation des contaminants métalliques aux lysosomes et leur relargage dans le cytosol.

➤ **La bio-indication**

Selon la définition de Banaru et Perez (2010), reprise par plusieurs autres auteurs, un bio-indicateur est un « organisme ou ensemble d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées » (Banaru et Perez, 2010).

Les bio-indicateurs sont capables de détecter le déséquilibre de l'écosystème et d'anticiper aussi précocement que possible ses modifications naturelles, ou provoquées. Une bonne connaissance de la biologie des espèces (mode de vie, stratégie de nutrition, reproduction, croissance...) est une condition essentielle à leur sélection comme bioaccumulateurs.

Pour assurer cette surveillance, ces bio-indicateurs doivent avoir les caractéristiques suivantes :

- La sédentarité pour représenter la région où ils se développent.
- Une durée de vie compatible avec les variations temporelles que l'on souhaite mesurer.
- Une large répartition géographique, une abondance, présence tout le long de l'année et une grande taille pour offrir suffisamment de tissus pour les analyses.
- Un pouvoir d'accumulation vis-à-vis de la substance considérée.
- Une facilité de prélèvement (Benguedda-Rahal, 2012).

Le recours à la bio-indication présente plusieurs avantages : financièrement sont plus économiques puisqu'ils limitent l'utilisation du matériel technologique coûteux (Markert et autres, 2003), économisent du temps (Carignan and Villard, 2002), permettent une détection précoce des polluants ou des perturbations (Kaiser, 2001), renseignent « sur la biodisponibilité des polluants plutôt que sur leur concentration totale dans le milieu » (Markert et al., 2003). Cette distinction est non négligeable lorsqu'on s'intéresse aux effets des polluants sur les organismes (Kerckhove, 2012). Enfin, ils fournissent une indication intégrée des effets spatiotemporels des polluants sur le biote puisqu'ils « reflètent le temps total d'exposition au polluant, contrairement aux mesures instrumentales qui prennent les valeurs des paramètres de façon instantanée et localisée » (Markert et al., 2003).

Beaucoup d'organismes marins accumulent des contaminants à de très fortes concentrations dans leurs tissus. Ces processus d'accumulation dépendent des taux d'assimilation, d'excrétion et de stockage de chaque élément (Phillips et Rainbow, 1993).

Le concept d'organisme sentinelle (Mussel Watch) s'est construit sur la base de recherches sur les modèles de métabolisme des contaminants chez les bivalves. Les limites du « Mussel Watch », ou de l'utilisation d'une seule espèce pour la surveillance de l'environnement, ont été soulignées dans de nombreux travaux (Soule, 1988 ; Rainbow et Phillips, 1993). L'utilisation de plusieurs espèces, représentant différents niveaux trophiques, a progressivement été considérée comme nécessaire pour une meilleure évaluation de l'impact des contaminants sur l'environnement.

➤ **La bioaccumulation**

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

➤ **La bioconcentration**

La bioconcentration est un cas particulier de bioaccumulation. Elle est définie comme le processus par lequel une substance (ou un élément) se trouve présente dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant. C'est donc l'accroissement direct de la concentration d'un contaminant lorsqu'il passe de l'eau à un organisme aquatique. Le facteur de concentration FC est défini comme une constante issue du rapport de la concentration d'un élément dans un organisme en état d'équilibre à sa concentration dans le biotope (Ramade, 1992).

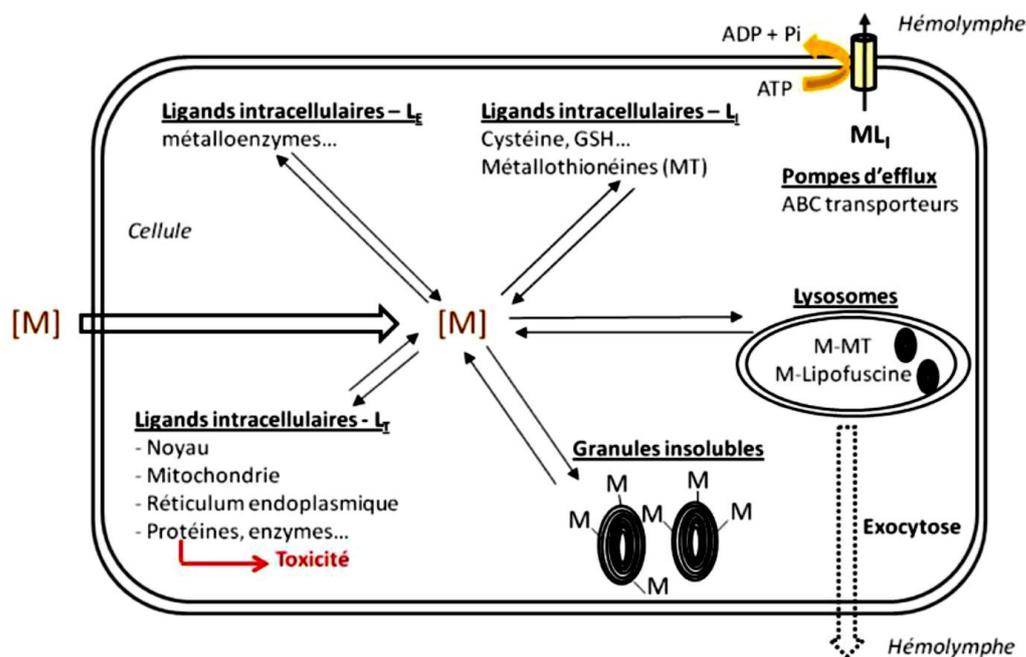
➤ **La bioamplification**

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

Le concept de bioaccumulation résulte de la balance nette des processus de capture, de stockage et d'excrétion d'une substance dans un organisme, due à une exposition dans l'eau, la nourriture, le sédiment et l'air (Neff, 2002). Les facteurs biotiques du milieu, la nature du contaminant et les caractéristiques physiologiques et biochimiques de l'espèce en question influencent la pénétration, le stockage dans les organes cibles et l'élimination.

### I.8.3. Mécanismes de détoxification des contaminants métalliques

Les contaminants métalliques qui traversent la membrane apicale des cellules épithéliales des branchies passent à la cellule souvent associée aux ligands intracellulaires, arrivant ainsi à la membrane baso-latérale, ensuite libérés dans le milieu circulant (sang ou hémolymphe) ou vers les cellules adjacentes (Martin and Rainbow, 1998a et b). Ils peuvent aussi subir des séquestrations intracellulaires, avec des composants structuraux des membranes, des organites et des composés cytosoliques (Fig. 6). Cette séquestration est dépendante du niveau et du temps d'exposition, du type cellulaire, de l'espèce et du cycle de vie des organismes (Ahearn *et al.*, 2004 ; Shi et Wang, 2004).



**Figure 6 :** Représentation schématique des interactions possibles entre les métaux et les structures intracellulaires (Paul-Pont, 2010).

Les principaux ligands intracellulaires des contaminants métalliques sont représentés par les métallothionéines (Baudrimont *et al.*, 2003), qui sont des protéines de faible poids moléculaire (6 à 7 kDa) et très riches en cystéine (30 %), et qui par leur propriétés thiolooprives (forte affinité pour les groupements thiols) fixent potentiellement les contaminants métalliques.

Les contaminants métalliques essentiels en excès sont détoxiqués par ces protéines (métallothionéines). Les contaminants métalliques non essentiels (Cd, Hg, Pb, Ag, ...) sont séquestrés par les groupements thiols non spécifiques des métallothionéines.

Les invertébrés aquatiques à travers leur système lysosomal ou encore via la précipitation sous forme de granules ou de concrétions insolubles séquestrent les contaminants métalliques dans

des structures compartimentées, ce qui limite la dispersion du métal au sein de la cellule et favorise son élimination (Viarengo, 1989 ; Viarengo et Nott, 1993). Les hémocytes présentes dans l'hémolymphe des organismes invertébrés jouent aussi un rôle dans la séquestration et le transport des contaminants métalliques (Robinson *et al.*, 1997). Les corps étrangers se trouvent phagocytés par ces cellules et les éléments métalliques présents dans l'hémolymphe seront accumulés (Marigómez *et al.*, 2002).

#### **I.8.4. Excrétion des contaminants métalliques**

Lorsque les contaminants pénètrent et se répartissent au sein de l'organisme aquatique, plusieurs mécanismes physiologiques et biochimiques favorisent leur élimination. Les organismes aquatiques piègent les contaminants métalliques en quantités considérables mais beaucoup d'espèces excrètent des quantités accumulées non négligeables via quatre processus principaux : la défécation, la perte à travers la surface perméable, la désorption passive et les granules d'expulsion (Phillips et Rainbow, 1994). Le rein est l'organe excréteur. Le tractus digestif est la voie de perte des contaminants métalliques stockés dans les granules sous forme de fèces (Wang et Fisher, 1997). La décontamination métallique est assurée par un processus dominant qui est l'éjection par les fèces (Simkiss *et al.*, 1982 ; Wang *et al.*, 1995). L'exocytose du contenu vacuolaire permet l'excrétion des contaminants métalliques présents dans les lysosomes ou les phénocristaux, par épanchement de podocytes rénaux, ou encore par diapédèse de granules in toto dans le tractus urinaire. La voie trans-tégumentaire vient après la voie principale via le rein, par synthèse du byssus ou de la coquille ou encore par les gamètes lors de la ponte, (Cossa et Lassus, 1989 ; Wang et Fisher, 1998).

#### **I.8.5. Les contaminants métalliques toxiques : Plomb (Pb), Cadmium (Cd) et Mercure (Hg)**

Les contaminants métalliques (Tab. 1) sont présents dans l'environnement généralement à l'état de traces (moins de 0.1%) (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003).

**Tableau 1** : Quelques caractéristiques physiques des contaminants métalliques recherchés.

| Elément | Masse atomique<br>g/mol | Densité | Tf, °C | Téb, °C |
|---------|-------------------------|---------|--------|---------|
| Cd      | 112,41                  | 8,65    | 321    | 765     |
| Hg      | 200,59                  | 13,59   | - 39   | 356,60  |
| Pb      | 207,20                  | 11,34   | 327    | 1740    |

**Source** : Produits chimiques de laboratoire, 1984.

### ➤ Chimie

#### ▪ **Le plomb (Pb)**

Le plomb est un métal de numéro atomique 82. Il se présente principalement comme un mélange de trois isotopes  $Pb^{206}$ ,  $Pb^{207}$  et  $Pb^{208}$ , qui sont respectivement les résultats de la désintégration des séries de l'uranium, de l'actinium et du thorium. Le plomb possède en outre 27 radio-isotopes connus ([Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2010](#)).

-  $^{208}Pb$  = 51-53% du total

-  $^{206}Pb$  = 23,5 à 27% du total

-  $^{207}Pb$  = 20,5 à 23% du total

-  $^{204}Pb$  = 1,35 à 1,5% du total

Sous forme de poussière, le plomb est très volatile. La salinité, l'acidité, et la dureté de l'eau influencent l'hydrosolubilité du plomb. Ce métal se présente dans les eaux sous différentes formes : une forme ionisée (forme minérale) et sous forme tétra-alkylée (forme organique).

Les sels sont peu solubles et se complexent rapidement dans les sols et les sédiments ou précipitent même dans l'eau en présence de certains ions. ([Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead](#)).

#### ▪ **Le cadmium (Cd)**

Le cadmium est un métal blanchâtre, argenté, à reflet bleu pâle. La masse atomique est de 112,4 et dérive d'un mélange de huit isotopes stables. Ses radionucléides artificiels ont comme masse 105, 107, 109, 115 et 117 ; leurs périodes sont relativement courtes, de quelques minutes à 450 jours ( $Cd^{109}$ ). Le cadmium se situe dans le groupe II B de la classification périodique des éléments entre le zinc et le mercure ; son numéro atomique 48 le situe entre l'argent et l'indium. Comme ceux du zinc, ses composés stables sont divalents et son ion ( $Cd^{2+}$ ) a un rayon de 0,97 nm. Contrairement au mercure il ne forme pas de liaison stable avec le carbone. Le cadmium

est un métal assez résistant à la corrosion d'autant plus qu'en présence d'eau il se recouvre d'une couche d'oxyde protectrice. Il se dissout dans les acides mais pas dans les bases ([Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 1989](#)).

▪ **Le mercure (Hg)**

Le mercure (Hg), dans la classification périodique des éléments de Mendeleïev est un élément de transition du groupe IIB de numéro atomique 80 et une masse molaire de 200,59 g/mol, cette classification le situe entre l'or et le thallium. Le mercure pur est un métal brillant de couleur blanc gris, d'une densité de 13,58 g/cm<sup>3</sup>, liquide, mobile, insoluble dans l'eau en conditions de pression et de température normales. Une forte tension superficielle (le mercure ne « mouille » pas le verre), une faible résistance électrique, un coefficient de dilatation élevé et une capacité à s'amalgamer à des contaminants métalliques nobles comme l'or, attribuent au mercure la caractéristique d'être un métal aux propriétés physiques et chimiques uniques. Il se présente sous sept isotopes stables et quatre isotopes instables ([Maruszczak, 2010](#)). L'abondance relative naturelle des ces sept isotopes stables est donnée dans le Tableau 2

**Tableau 2 :** Abondances relatives naturelles des isotopes stables du mercure ([Maruszczak, 2010](#)).

| Isotopes stables       | <sup>196</sup> Hg | <sup>198</sup> Hg | <sup>199</sup> Hg | <sup>200</sup> Hg | <sup>201</sup> Hg | <sup>202</sup> Hg | <sup>204</sup> Hg |
|------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Abondance relative (%) | 0,15              | 9,97              | 16,87             | 23,1              | 13,18             | 29,86             | 6,87              |

➤ **Utilisations humaines-sources**

▪ **Le plomb**

Le plomb a anciennement été introduit dans de nombreux produits d'usage courant : plomberie, additifs de carburants automobiles, peintures, batteries, accumulateurs... les centrales à charbon rejettent également du plomb. Malgré la limitation de ces usages, le plomb reste présent dans certains produits comme les plombs de chasse ou de pêche et demeure avoir une importante rémanence environnementale. Les gaz d'échappement libèrent des particules très volatiles engendrant une pollution aérienne qualifiée de pollution initiale. Le vent transporte ces poussières, le plomb se dépose et s'infiltré dans le sol et est transporté dans les rivières, il se complexe par la suite aux sédiments au fond aquatique. Une partie infime est dissoute dans l'eau sous forme ionisée qui est très facilement captée par les êtres vivants aquatiques et particulièrement les poissons ([Beck, 2011](#)).

### ▪ Le cadmium

Le cadmium à diverses utilisations : (Brignon et Malherbe, 2005)

- Fabrication de piles et accumulateurs au mélange Nickel-Cadmium, pigments, stabilisants, traitements de surface : recouvrement de contaminants métalliques pour assurer leur stabilité et éviter leur corrosion, alliages, divers composants, contaminant fréquent des phosphates dans les processus industriels de production des engrais. L'emploi de ce composé est tout de même globalement en déclin dans les pays occidentaux (Brignon et Malherbe, 2005). Les poussières de cadmium retombent sur le sol ou au cours de précipitations suite à leur volatilisation facile dans l'atmosphère. Plus on s'éloigne des aires industrielles et urbanisées, plus la concentration du cadmium décroît rapidement (distance à la source) (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium). Les particules du cadmium peuvent contaminer largement l'écosystème aquatique à proximité ces zones industrielles mis à part la possibilité de la fixation de ces particules à d'autres particules en suspension. Ce qui permet au cadmium de se répandre sur de très grandes surfaces autour des cours d'eau, notamment au moment des crues, et sur tout le long de leur parcours (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium).

### ▪ Le mercure

Le mercure est naturellement présent dans l'environnement, cependant plusieurs perturbations anthropiques augmentent ses concentrations dans l'environnement.

#### Les sources naturelles du mercure

Le mercure provient de différentes sources naturelles : les volcans, le dégazage des sols et des eaux de surface, la dégradation des minéraux et les feux de forêt. Ces émissions naturelles libèrent une forme de mercure élémentaire gazeux,  $Hg^0$ . Des mines d'exploitation retrouvées sur des zones de convergences tectoniques, comme à Almadén en Espagne, Idrija en Slovénie, New Almaden en Californie, ou encore en Algérie, Chine et Kirghizstan sont considérées comme de grandes sources naturelles de mercure dans l'environnement (Pirrone et Mason, 2009).

L'estimation actuelle des rejets des sources naturelles de mercure dans l'atmosphère sont de l'ordre de 5207 tonnes/an (Pirrone et Mason, 2009). La combustion de biomasse fait partie de ce chiffre vue la forte accumulation du mercure dans les végétaux (Mosbæk *et al.*, 1988), elle est estimée à 675 tonnes/an de mercure rejeté (Ferrari *et al.*, 2008). Cette combustion génère un transfert quasi total du mercure dans l'atmosphère sous forme gazeux ( $Hg^0$ ). Le volcanisme est qualifié d'une source de mercure purement naturelle car il n'est pas perturbé par les dépôts

anthropiques. Les activités géothermales s'ajoutent au volcanisme, les deux phénomènes naturels contribuent à moins de 2% des émissions naturelles, soit environ 90 tonnes/an de mercure (Mason, 2008).

Selon le même auteur (Mason *et al.*, 2008), ~ 2778 tonnes/an de mercure sont émises par les eaux de surface (océans et lacs) suite à une irradiation solaire qui réduit le mercure divalent en mercure élémentaire gazeux via une photo-réduction. Le sol émet du mercure gazeux, cette émission est fortement liée à la nature du sol, la température, l'irradiation solaire et les précipitations (Carpi *et al.*, 1997). Aujourd'hui, les sols, la roche et les végétaux émettent ~ 1664 tonnes de mercure par an (Mason, 2008). Le Tableau 3 résume les émissions naturelles estimées.

**Tableau 3:** Estimation des émissions naturelles de mercure adaptées de Mason (2008) et Ferrariet *al.* (2008). Les émissions sont majoritairement sous forme gazeuse.

| Sources naturelles                      | Mercure total émis<br>(tonnes/an) | Ratio (%) |
|---|-----------------------------------|-----------|
| Volcanisme et activités<br>géothermales | 90                                | 1,73      |
| Eaux de surface                         | 2778                              | 53,35     |
| Roche, sols et végétation               | 1664                              | 31,96     |
| Combustion de biomasse                  | 675                               | 12,96     |
| Total                                   | 5207                              | 100       |

#### Les sources anthropiques de mercure

Les rejets de mercure liés à l'activité humaine se différencient en 3 classes :

- ❖ Les rejets dus à la mobilisation du mercure contenu dans les matières premières : production d'énergie et de chaleur, au moyen de charbon et d'autres combustibles fossiles, la production de ciment (mercure dans la chaux), l'exploitation minière et autres activités métallurgiques qui impliquent l'extraction et le traitement de matériaux minéraux vierges et recyclés (PNUE, 2002).

- ❖ Les rejets provenant de l'extraction et des utilisations intentionnelles du mercure : l'exploitation minière du mercure, l'exploitation minière à petite échelle de l'or et de l'argent (utilisant le procédé d'amalgamation), la production chlore-soude à cathode de mercure, l'utilisation de lampes fluorescentes, de divers instruments et des amalgames dentaires, la fabrication de produits contenant du mercure (thermomètres, manomètres, baromètres, commutateurs électriques et électroniques) (PNUE, 2002).
- ❖ L'incinération de déchets (déchets urbains, médicaux et toxiques), les décharges, et la combustion par crémation et les cimetières (rejets vers le sol), constituent les principales sources anthropiques de mercure (PNUE, 2002).

➤ **Absorption et métabolisme**

▪ **Le plomb**

Les muqueuses digestives, respiratoires et les zones lésées constituent les voies de pénétration du plomb dans l'organisme. Il faut noter cependant que sa digestibilité n'est pas bonne, uniquement 1 à 10 % de sa fraction totale ingérée est absorbée (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2010). Son absorption par les poissons est exclusive par les branchies, il s'accumule également dans le foie, le rein, les branchies et les os (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead).

Le poisson capte peu le plomb en raison de l'hypersolubilité dans l'eau de sa forme tétra-alkylée, qui est d'ailleurs rapidement éliminée après son absorption et qui n'est plus utilisée en Union Européenne (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead). Chez les Mammifères, le calcium influence fortement le métabolisme du plomb, ce dernier s'accumule également dans le foie, les os et les reins en priorité (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead). 80 à 90 % de plomb est stocké dans les os de l'organisme.

▪ **Le cadmium**

La porte d'entrée majeure du cadmium pour les chaînes alimentaires marine est les mollusques bivalves qui ont le pouvoir d'accumuler de grandes quantités de cadmium. Chez les mammifères terrestres dont l'Homme, le taux du cadmium relevé parfois est très élevé dans le foie et les reins (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium). Au niveau de l'absorption digestive, le pourcentage du cadmium ingéré ne dépasse pas 5%. Celui-ci se fixe aux protéines plasmatiques du sang mais au bout de 42 h, seul 1 % de la quantité initiale reste dans le sang et le reste s'adhère aux tissus « cible » (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium). Les

différentes formes du cadmium passent d'abord par le foie puis se dirigent vers les reins et se fixent différemment selon leur nature de forme, la thionéine-cadmium à un tropisme secondaire pour les reins, quand le chlorure de cadmium a plutôt un tropisme primaire pour le foie ou le sang (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium). Les écarts de concentrations observés ne relèvent que d'une cinétique différentielle. Pareillement à d'autres contaminants métalliques, la majeure partie du cadmium retrouvée dans les organismes vivants est lié aux différentes protéines de ces organismes (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium). L'élimination des composés du cadmium se fait majoritairement par la voie urinaire, il franchit très peu la barrière placentaire. Sa demi-vie dépend de l'espèce, la dose, l'âge, le mode de contamination des animaux, des organes considérés et de sa forme chimique. Les résultats des études vont de quelques semaines à la vie de l'animal.

NB : l'accumulation des contaminants métalliques est plus intense chez les poissons jeunes par rapport aux plus âgés. Cela s'explique par une activité métabolique élevée chez les jeunes permettant une plus grande assimilation et fixations des contaminants métalliques dans les tissus (Palaniappan *et al.*, 2008).

NB2 : le foie est l'organe fixateur des contaminants métalliques, le muscle par contre les accumule en une longue durée de temps. Raison pour laquelle, le foie est l'organe à analyser en priorité en cas d'intoxication aiguë. L'analyse du foie et/ou muscle se fait en cas de suspicion d'intoxication chronique.

NB3 : Les muscles de l'Anguille (*Anguilla anguilla*) fixent tous contaminants métalliques confondus en grande quantité (Usero *et al.*, 2003) ! Etant, un poisson gras en bout de chaîne alimentaire, il est particulièrement sujet à la bioconcentration.

#### ▪ Le mercure

Trois formes existantes de mercure : l'élémentaire ( $\text{Hg}^0$ ), mercureux ( $\text{Hg}^+$ ) et le cation mercurique ( $\text{Hg}^{++}$ ). A température ambiante, le mercure élémentaire est à l'état liquide et peut se transformer facilement en un gaz. A cet état de vapeur, il pénètre préférentiellement (à 80 %) les voies respiratoires pour rentrer dans l'organisme. Le mercure traverse facilement les alvéoles pulmonaires grâce à sa légère liposolubilité, il se répartit ensuite dans tout l'organisme à travers son passage dans le sang. Sa lipophilie va aussi lui permettre (le mercure et surtout du cation méthyle-mercurique) de traverser la barrière hémato-encéphalique, protectrice du système nerveux central et le placenta. Chez la femme gestante qui assure l'alimentation sanguine dans un premier temps de l'embryon puis du fœtus, la traversée de la barrière placentaire du mercure élémentaire et surtout du cation méthyle-mercurique, perturbe le

développement de l'embryon, peut provoquer une fausse couche ou encore causer des malformations chez le futur bébé (Picot, 2002). Ce sont les couples oxydo-réducteurs qui sont toxiques et qui causent l'inflammation, ces couples sont formés à partir des réactions équilibrées entre une forme réduite ( $\text{Hg}^+$ ) et une forme oxydée ( $\text{Hg}^{++}$ ).

La solubilité du cation méthyle-mercurique se fait entre l'eau et les graisses car la structure du mercure renferme deux parties ionisée et lipophiles, suivant le schéma ci-après :

Partie lipophile ----  $\text{CH}_3 - \text{Hg}^+ < \text{----}$  Partie hydrophile (Picot, 2002).

Le diméthyle-mercure ( $\text{CH}_3\text{-Hg-CH}_3$ ), molécule organométallique neutre, totalement soluble dans les graisses et d'une toxicité importante est formée dans une seconde étape après la liaison du cation méthyle-mercurique avec un nouveau groupement méthyle.

Seulement moins de 5 % des composés mercuriques sont absorbés au niveau intestinal, le reste est éliminé dans les selles. Le cation méthyle-mercurique grâce à sa liposolubilité et le mercure métallique ( $\text{Hg}^0$ ) grâce à sa lipophile vont pénétrer très facilement dans l'organisme par la voie intestinale (95 à 100 %) puis se répartiront dans le sang et iront rapidement se localiser dans le système nerveux tant central que périphérique ; leur neuro-toxicité engendrera souvent encéphalite et polynévrite. Le sel mercurique ( $\text{Hg}^{++}$ ) qui est hydrosoluble, cible principalement les reins, dont l'inflammation conduit à une néphrite souvent mortelle (Picot, 2002).

#### ➤ Effets toxicologiques et écotoxicologiques reconnus

La contamination par les contaminants métalliques en générale affecte la croissance, la consommation de l'oxygène, la reproduction etc (Viarengo, 1989). La création d'un stress oxydant est le mode principal de toxicité des contaminants métalliques au niveau cellulaire (Tatrai *et al.*, 2001).

#### ▪ Le plomb

##### ✚ Toxicité chronique chez les Poissons

##### ❖ Mortalité induite par le plomb en toxicité aiguë

La solubilité des sels de plomb est faible en générale. Leur concentration dans l'eau diminue encore en présence d'autres sels. Ainsi, la solubilité du plomb diminue avec la dureté de l'eau. La concentration en plomb libre dans l'eau est la même, même si la CL50 semble augmenter (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead). Les alevins se trouvent plus sensibles comparativement aux adultes et aux œufs.

## ❖ Effets morphologiques macroscopiques

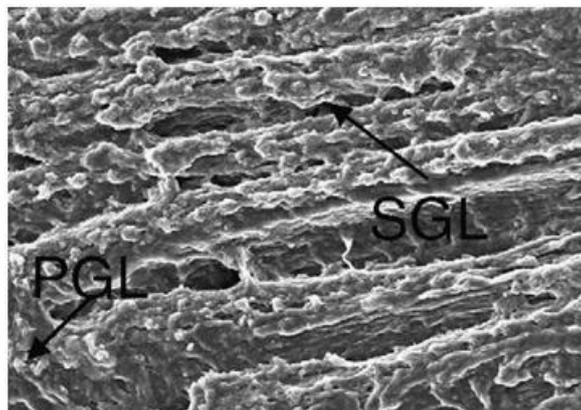
L'exposition au plomb chez les poissons provoque les symptômes macroscopiques externes suivants :

-La région causale noircit, cette anomalie est observable à une concentration minimale de plomb entre 0.018 et 0,0032 mg/L.

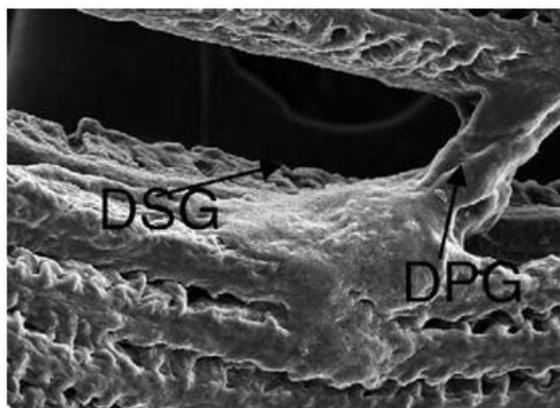
- une déformation de la colonne vertébrale comparable à une scoliose survient. L'exposition précoce au stade œuf produit irréversiblement des alevins atteints de scoliose, selon la concentration du plomb lors du développement embryonnaire (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead). Les concentrations en plomb libre dans l'eau déterminent la vitesse d'apparition des symptômes. Les concentrations maximales tolérées en plomb inorganique dans l'eau sont comprises entre 0,04 mg/L et 0,198 mg/L selon les espèces et conditions considérées. La spéciation du plomb dissout est importante pour prévenir les effets, étant donné que sa toxicité est 10 à 100 fois plus élevée lorsqu'il est absorbé sous forme organique, par rapport à la forme saline. La disponibilité dans l'eau en ions influence la toxicité par la forme ionisée du plomb : la présence de di-anions semble diminuer la toxicité pour les poissons (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead). Le plomb semble sans aucun effet sur la reproduction du poisson et l'éclosion des alevins (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead).

## ❖ Effets histologiques

Des altérations et modifications de l'épithélium des branchies ont été mise en évidence par l'équipe de Palaniappan (Palaniappan *et al.*, 2008) en exposant expérimentalement le poisson au plomb, ce qui engendre une destruction de la surface des cellules épithéliales, une augmentation du nombre des lamelles secondaires associée à une fusion de celles-ci et l'altération de filtration et d'osmo-régulation des branchies (Fig. 7 et 8). Ces anomalies sont observées seulement après deux semaines d'exposition.



**Figure 7:** Lamelles primaires (PGL) et secondaires (SGL) de branchies de poisson sain (Palaniappan *et al.*, 2008)



**Figure 8:** Lamelles primaires (PGL) et secondaires (SGL) de branchies de poissons contaminés au plomb (15,5 ppm/L d'eau) (Palaniappan *et al.*, 2008)

#### ❖ Conséquences hématologiques

Le plomb exerce une inhibition du métabolisme du fer dans l'organisme, un blocage de la synthèse d'hémoglobine, ce qui provoque une forte anémie microcytaire régénérative. Quand il est à dose faible dans l'organisme, le nombre de globules rouges dans le sang augmente. Cependant, il n'induit pas l'élévation de la numération blanche (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead).

#### ❖ Conséquences biochimiques

Une atteinte de l'efficacité de nage, des répercussions hydrodynamiques et modification de la composition et surtout de la structure du mucus sont la suite du contact cutané du plomb avec le poisson. En parallèle, le muscle du poisson contaminé par le plomb contrairement à ce lui d'un poisson sain présente de faibles concentrations en glycogène (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Lead). Une augmentation des efforts liés à la nage peut être liée à la diminution de la teneur musculaire en glycogène bien qu'aucune étude ne l'ait démontrée.

#### ✚ Toxicité chronique chez les Mammifères

L'injection des formes organiques type plomb tétra-éthylé par voie intraveineuse à des rats est 7 fois plus toxique que l'injection des formes ioniques (Oehme, 1978).

Les effets du plomb reconnus chez l'Homme sont très nombreux :

- ❖ Effets sur la synthèse de l'hème de l'hémoglobine : le plomb inhibe l'action de plusieurs enzymes entrant dans sa fabrication (Cezard et Haguenoer, 1992).
- ❖ Effets sur le système nerveux central : au stade clinique, on observe une encéphalopathie saturnine. Au stade infra-clinique, le patient présente des atteintes des diverses fonctions psychologiques et psychomotrices (Cezard et

Haguenoer, 1992).

- ❖ Effets sur le système nerveux périphérique : on note une diminution de la conduction nerveuse périphérique par destruction de la gaine de myéline (Cezard et Haguenoer, 1992).
- ❖ Effets rénaux : le point important est la grande variabilité dans la sensibilité individuelle rénale à la plombémie. Il est donc très difficile de donner une concentration maximale sans effet (Cezard et Haguenoer, 1992).
- ❖ Effets digestifs : Les troubles rapportés dans les populations exposées sont « un gout bizarre dans la bouche », anorexie, vomissements, nausée, diarrhée, coliques violentes appelées « coliques de plomb ». Là encore, il existe une grande variabilité individuelle de la sensibilité digestive vis-à-vis du plomb. De plus, de nombreux autres facteurs interviennent dans sa toxicité digestive (Cezard et Haguenoer, 1992).
- ❖ Effets immunotoxiques : Il apparaît lors d'infections expérimentales de rats, que le plomb altère la fonction immunitaire. Les rats soumis à l'ingestion de doses quotidiennes de plomb sont moins résistants : ils développent plus de maladies et présentent une mortalité significativement plus élevée que le lot témoin lors d'infections virales et bactériennes expérimentales. Le plomb affecte la production d'immunoglobulines et diminue le nombre de cellules productrices d'immunoglobulines (Goyer, 2005).

- Globalement, des effets sont imputés au plomb sur à peu-près tous les organes mais les preuves manquent parfois.

- **Le cadmium (Cd)**

- **🚦 Données de toxicité générale**

Le cadmium est considéré comme un métal très toxique, beaucoup plus que le plomb par exemple (Brignon et Malherbe, 2005). Son pouvoir toxique se rapproche des autres contaminants métalliques : il déstabilise la conformation et la fonction des protéines par la fixation de certains de leurs groupements soufrés (Brignon et Malherbe, 2005).

- **🚦 Toxicité chronique sur les poissons**

Le foie des poissons accumule de très grandes quantités de cadmium. Le muscle en accumule moins (Brignon et Malherbe, 2005). Rares sont les données de toxicité du cadmium sur les poissons eux-mêmes.

### ✚ Toxicité chronique sur les Mammifères

#### ❖ Effets rénaux

Le cadmium est responsable d'une perte protéique à terme suite à une grave insuffisance rénale, à l'origine d'une desquamation des épithélia rénaux et notamment de l'épithélium tubulaire proximal. C'est la quantité journalière reçue du cadmium qui influence la gravité de l'effet rénal et non pas la dose totale ingérée. Les lésions sont aussi présentation-dépendantes (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium).

Les protéines appelées métallothionéines produites par l'organisme présentent le mécanisme de résistance à la toxicité du cadmium, elles le fixent en intracellulaire et protègent ainsi les enzymes cytoplasmiques. Des expériences *in-vitro* ont montrées que l'introduction de faibles quantités de cadmium stimule la production de métallothionéine, ce qui confère une résistance aux cellules rénales à des concentrations bien plus élevées, en principe largement létales (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium). La toxicité rénale du cadmium est, de loin, l'effet le plus important sur les Mammifères et par là même le plus étudié.

#### ❖ Effets hépatiques

- ✓ Unhépatolyse et une surcharge amyloïde de ces cellules sont l'effet d'une ingestion quotidienne de cadmium (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium).
- ✓ On observe également l'apparition d'un emphysème pulmonaire et d'une fibrose du parenchyme suite à l'admission des doses quotidiennes élevées (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium).

#### ❖ Effets sur le métabolisme du calcium

Le cadmium diminue fortement l'absorption du calcium, ce qui conduit à terme à une déminéralisation osseuse des individus pouvant aller jusqu'à l'ostéomalacie dans les cas les plus graves. Le mécanisme d'action se schématise en une inhibition de la production rénale de la vitamine D3 par le cadmium et de l'inhibition de l'hydroxylase de l'appareil juxtaglomérulaire qui transforme le 25 hydroxy-cholécalciférol en 1,25 dihydroxy-cholécalciférol, forme active de la vitamine D3 (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium).

#### ❖ Effets cardio-vasculaires

Le cadmium augmente l'activité du système rénineangiotensine et provoque une rétention sodée induisant ainsi une hypertension artérielle à faible dose. A plus forte dose, ces effets sont toujours présents mais ne sont plus observables cliniquement car on note un remaniement myocardique à l'origine d'une hypocontractilité de celui-ci (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium).

## ❖ Effets sur l'appareil reproducteur

Le cadmium induit une nécrose irréversible du parenchyme testiculaire à l'origine d'une stérilité définitive (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium).

## ❖ Effets sur la reproduction

La tératogénicité et la baisse de fertilité dues au cadmium ne sont observées qu'à de très hautes doses pratiquement non rencontrées en conditions naturelles (Nations-Unies, INCHEM, 2011 Cadmium).

▪ **Le mercure (Hg)**✚ **Toxicité chez les organismes aquatiques**

Le mercure exerce un pouvoir toxique aiguë sous sa forme inorganique pour les mollusques à des doses variant de 5  $\mu\text{g.L}^{-1}$  à plus de 5000  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Cet effet varie en fonction des paramètres du milieu : il augmente avec l'augmentation de la température et avec la diminution de la salinité (Marchand et Kantin, 1997).

Les larves et les embryons sont considérés les plus sensibles au mercure. Les doses létales les plus basses sont inférieures à 10  $\mu\text{g.L}^{-1}$  à certains stades du développement d'espèces déjà constatées comme très sensibles, ce qui prouve que ce métal est extrêmement toxique pour la vie aquatique (GESAMP, 1997). Les concentrations sans effet sont inférieures à 1  $\mu\text{g.L}^{-1}$ .

Les effets sublétaux tels une perturbation de la respiration, un retard de croissance et des effets sur la reproduction sont remarqués à des concentrations inférieures à 10  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . A des teneurs supérieures à 100  $\mu\text{g.L}^{-1}$  et à long terme, des effets histopathologiques se manifestent au niveau des branchies et le système digestif des organismes marins. Il est donc normal que les taux de mercure soient contrôlés.

Les bonnes pratiques de fabrication ou agricoles ont pour but la protection de la santé publique, en particulier pour les groupes sensibles de la population : enfants, personnes allergiques, etc. Ceci par la réglementation des teneurs maximales pour certains contaminants en réduisant leur présence dans les denrées alimentaires aux niveaux les plus faibles (CE, 2014 ; CE, 2008 ; CE, 2015).

✚ **Toxicité chez l'Homme**

Le mercure métallique n'est pas toxique par ingestion car son absorption digestive est faible. Par contre, il est très bien absorbé au niveau pulmonaire donc beaucoup plus toxique par inhalation.

L'intoxication aiguë apparaît au bout de quelques heures : elle provoque une irritation intense des voies aériennes pouvant évoluer vers une alvéolite hémorragique parfois mortelle tandis que les signes de toxicité systémiques sont modérés ou absents.

L'intoxication chronique dont les signes cliniques sont identiques à ceux causés par les dérivés inorganiques est responsable de l'atteinte neurologique, l'encéphalopathie d'abord marquée par des signes peu spécifiques (céphalées, irritabilité, troubles du sommeil...) et la modification des tests psychométriques évolue vers un syndrome cérébelleux avec tremblements. Il existe par ailleurs une neuropathie périphérique associée (Garnier *et al.*, 2000). Notons pour l'anecdote que ces signes sont ceux observés chez les chapeliers qui utilisaient, jusqu'à la fin du 19<sup>ème</sup> siècle, du nitrate de mercure pour permettre le feutrage des poils d'animaux utilisés pour la fabrication des chapeaux en feutre. Le mercure libéré provoquait une atteinte neurologique illustrée par le personnage du chapelier fou dans Alice au pays des merveilles de Lewis Carroll, et à l'origine de l'expression populaire « Travailler du chapeau » (Garnier *et al.*, 2000). L'autre organe touché est le rein à type de tubulopathie dose-dépendante. Celle-ci ne se manifeste que pour des mercuriuries supérieures à 50 µg/g de créatinine mais des perturbations biologiques (augmentation de la NAG urinaire) peuvent apparaître dès 25 µg/g. Une glomérulonéphrite extra-membraneuse de mécanisme immunologique peut apparaître chez certains patients. Des manifestations cutanées de type allergique accompagnent le tableau clinique. Enfin, l'acrodynie est un syndrome particulier de mécanisme inconnu, rencontré chez certains enfants intoxiqués et qui associe une coloration violacée des mains et des pieds qui sont œdématisés, douloureux et desquamés, des troubles du comportement et une photophobie. L'injection sous-cutanée ou intramusculaire de mercure métallique provoque des réactions locales de type corps étranger sans toxicité systémique. Par injection intraveineuse, le mercure n'a pas de toxicité intrinsèque mais diffuse dans différents organes (essentiellement cœur et poumons, mais aussi foie, reins et système nerveux central) et peut provoquer des signes d'embolie pulmonaire (Garnier *et al.*, 2000).

### **I.9. Analyse du risque lié aux contaminants métalliques**

L'analyse de risque conduite dans cette étude a inclut la détermination d'une dose journalière (DJE) ou hebdomadaire d'exposition (DHE) à partir des teneurs en ETM mesurées, et de la quantité de poissons consommée. Parallèlement, l'estimation d'un quotient de danger (THQ) des ETM a été calculé. A partir de la comparaison des DJE ou DHE et le THQ avec des référentiels internationaux, le facteur de risque sur la santé des consommateurs a été relevé.

### I.9.1. Définition du risque

« Le risque correspond à la probabilité d'apparition d'un effet néfaste dans un organisme, un système, une population ou un sous-groupe populationnel, en réaction à l'exposition à un agent » (F.A.O./W.H.O, 2005) ; (I.P.C.S, 2004).

La consommation de poissons a été recommandée par plusieurs organismes, afin d'éviter, principalement, les risques cardiovasculaires de la population. Le tableau 4 présente quelques exemples de ces recommandations. La plupart des agences et organismes recommandent une consommation de deux fois par semaine, dont l'une comporte un poisson gras. Ces derniers sont riches en acide docosapentaénoïque (EPA) et acide docosahexaénoïque (DHA), protecteurs des maladies cardiovasculaires (Kris-Etherton *et al.*, 2002) ; (Lichtenstein *et al.*, 2006).

Généralement, une consommation de l'ordre de 113 à 227 g/semaine est préconisée.

**Tableau 4:** Recommandations de consommation de poissons par différents organismes

| Organisme / Pays  | Date | Recommandations de consommation de Poisson  |
|---|------|---|
| Committee on Medical Aspects of Food Policy / Royaume Uni | 1994 | 2 fois/semaine, dont un gras  |
| Programme National nutrition santé (PNNS) / France        | 2001 | Au moins 2 fois/semaine (sans oublier les poissons gras)  |
| American Heart Association / Etats-Unis                   | 2002 | En l'absence de MCV* : poisson (gras) 2 fois/semaine  |
| Scientific Advisory Committee on Nutrition / Royaume-Uni  | 2004 | 2 fois/semaine, dont un gras  |
| Health Council of the Netherlands / Pays-Bas              | 2006 | 2 portions/semaine, dont au moins un gras (saumon, hareng, maquereau par exemple)   |
| AFSSA / France  | 2010 | 2 portions/semaine dont une portion de poisson à forte teneur en EPA+DHA, en variant les espèces et les lieux d'approvisionnement |

\*MCV : maladie cardiovasculaire.

Des recommandations spécifiques précisées par l'AFSSA en mars 2004, juillet 2006 et avril 2009, pour les femmes enceintes et allaitantes et les jeunes enfants, concernant la nouvelle DHTP fixée par le JECFA en 2004 pour le méthylmercure (A.F.S.S.A, 2004) ; (A.F.S.S.A, 2009) : les enfants en bas âge (1-30 mois), et les femmes enceintes et allaitantes ne doivent pas consommer plus de 60 grammes et 150 grammes, respectivement, de poissons prédateurs

sauvages par semaine, en évitant, à titre de précaution, la consommation d'espadons, marlins, sikis, requins et lamproies, en plus de leur consommation habituelle de poissons non prédateurs.

### I.9.2. Notion de valeurs toxicologiques de référence

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) sont des indices permettant d'établir une relation qualitative, voire quantitative, entre une exposition à une substance chimique et un effet sanitaire chez l'homme. Elles sont spécifiques d'une substance, d'une durée d'exposition (aiguë, de quelques heures à une semaine, intermédiaire, d'une semaine à plusieurs mois, et chronique, de quelques années à la vie entière), d'une voie d'exposition (inhalation, voie orale, contact cutané) et d'une population.

Par ailleurs, leur construction diffère en fonction de l'hypothèse formulée ou des données disponibles sur les mécanismes d'action toxique de la substance. On parle de VTR « à seuil de dose » pour les substances qui provoquent, au-delà d'une certaine dose, des dommages dont la gravité est proportionnelle à la dose absorbée. La VTR « sans seuil de dose » correspond aux substances pour lesquelles il existe une probabilité, même infime, qu'une seule molécule pénétrant dans l'organisme provoque des effets néfastes pour cet organisme. Les VTR à seuil s'expriment généralement comme des doses ou concentrations journalières admissibles ou tolérables (Doses Journalières Admissibles : DJA, Dose Journalière Tolérable : DJT, Acceptable Daily Intake : ADI, Tolerable Daily Intake : TDI, etc.), ou des doses ou concentrations de référence (Reference Dose : RfD ou Reference Concentration : RfC) (ANSES, 2013). Les protocoles utilisés pour déterminer les concentrations ne présentant pas de danger (niveau acceptable, niveau résiduel maximal, tolérance) sont généralement agréés par plusieurs organismes internationaux, tels que la Food and Drug Administration (FDA) aux Etats Unis, la direction générale de la protection de la santé (Santé Canada) et, surtout, le comité conjoint OMS/FAO d'expert sur les additifs alimentaires (JECFA). Les doses hebdomadaires tolérables provisoires (DHPT) ainsi que les DJA actuelles pour le Cd, Pb et Hg sont données dans le tableau 5.

**Tableau 5:** Doses hebdomadaires tolérables provisoires et doses journalières acceptables des ETM (F.A.O/W.H.O, 2004).

| Eléments                           | DHPT* (µg/kg/semaine) | Dose journalière équivalente (µg/kg de Poids corporel) |
|------------------------------------|-----------------------|--|
| <b>Cadmium</b>                     | 2,5                   | 0,36   |
| <b>Plomb</b>                       | 25                    | 3,6  |
| <b>Mercuré<br/>(méthylmercure)</b> | 5<br>(1,3) [15]       | 0,7<br>(0,19)  |

### **I.9.2.1. Valeurs toxicologiques de référence du cadmium**

En 2001, le JEFCA avait fixé à 7 µg/kg pc/semaine (W.H.O, 2001). Mais il a été suggéré qu'une exposition inférieure à cette valeur pouvait provoquer des effets néfastes sur la santé (Satarug et Moore, 2004). En 2007, Omarova et Phillips ont réalisé une méta-analyse de 79 études traitant de la relation entre apport de cadmium et bio marqueurs de toxicité chez plus de 27000 sujets. Ils notent une augmentation exponentielle de beta-2-micro globuline avec l'apport de cadmium (dès lors qu'il est supérieur à 302 µg/jour). Ceci correspond, en appliquant un facteur d'incertitude de dix, à une DHTP de 3,02 µg/kg/semaine (Omarova et Philips, 2007). En 2008, l'EFSA a proposé une DHTP plus basse, à 2,5 µg/kg/semaine (A.F.S.S.A, 2009). En 2010, le JEFCA a proposé une nouvelle VTR de 25 µg/kg pc/mois pour l'ensemble de la population (soit 5,8 µg/kg pc/semaine) (J.E.C.F.A, 2010), pour que la concentration du cadmium dans le cortex rénal ne dépasse pas 50 mg/kg.

Récemment, le groupe de l'EFSA sur les contaminants des aliments a émis un avis dans lequel il recommande que la DHTP devrait être réduite à 2,5 µg/kg pc, afin d'assurer une protection totale de tous les consommateurs y compris les sous-groupes de la population (E.F.S.A, 2009).

### **I.9.2.2. Valeurs toxicologiques de référence du plomb**

En 1972, le comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, JECFA) avait fixé une dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) de 50 µg/kg pc. Depuis 2006, l'OMS a réduit la DHTP à 25 µg/kg pc pour toutes les classes d'âge. En 2010, les experts du JEFCA dans leur 73ème réunion, considèrent que la DHTP de 25 µg/kg pc ne peut plus être une mesure protectrice pour la santé du consommateur. Ils ont décidé de la retirer en vue d'une nouvelle réévaluation (A.F.S.S.A, 2009).

### **I.9.2.3. Valeurs toxicologiques de référence du mercure**

Le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, JECFA) a établis une DHTP de 5 µg/kg pc/semaine, pour le mercure total (HgT) (W.H.O, 1978),

En 2004, le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, JECFA) a procédé à la réévaluation du méthylmercure en s'appuyant sur des études d'exposition mère/enfant aux Iles Féroé (Budtz-Jorgensen *et al.*, 1999) ; (Rice *et al.*, 2003) et aux Seychelles (ATSDR, 1999). Le comité a proposé une dose



*Synthèse bibliographique sur  
les espèces étudiées*

## II.1. Généralités sur *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758)

### ➤ Origine du nom vernaculaire

Les poissons type rougets sont depuis longtemps connus et appréciés. Les belles couleurs de leurs Trigles et leurs Mullus ont archivé dans la littérature des pages célèbres où les Grecs vantaient ces qualités. Salviani (1554) est le premier scientifique qui avait observé des différences entre des rougets qu'il nomma *Mullus major* et *Mullus minor*. La différenciation en deux espèces distinctes : rouget barbet de roche *Mullus surmuletus*, et le rouget barbet de vase *Mullus barbatus* est apparue avec le traité intitulé « Systema Naturae » du naturaliste suédois Carl Von Linné (1707-1778). Cependant l'existence et les diagnoses précises de ces deux espèces ont été reconnues par le monde scientifique qu'à la fin du XVIII<sup>e</sup> siècle (Mahé *et al.*, 2005). Le rouget barbet de vase : *Mullus barbatus* et le rouget barbet de roche : *Mullus surmuletus* sont à l'état actuel sous la dénomination vernaculaire rouget barbet. Les deux espèces se différencient par des différences morphologiques, biologiques et écologiques. La couleur de *Mullus barbatus* sur le poissonnier est à l'origine de son appellation rouget de vase. La vase est relative à son habitat privilégié.

### ➤ Noms communs de *Mullus barbatus barbatus*

Le goût du rouget de vase est très apprécié. Chaque pays dans le monde lui attribue des noms usuels selon les régions :

**Arabe :** Barbouni el hagar, Mlalelkhaz, Rougi, Trília.

**Catalan:** Moll, Moll cranquer, Moll de fang, Moll fanger, Roger de fang, Rogeret.

**Anglais:** Bluntnouted mullet, red mullet, striped goatfish, striped mullet.

**Français:** Rouget, Rouget barbet, Rouget de vase.

**Allemand:** Meerbarbe. Grèque : Koutsomoura. Hébreux : Mulitaddumma. Italien : Triglia di fango.

**Malais :** Triljatal-hama. Portugais : Salmonete da vasa. Serbo-Croate: Trljaodblata.

**Espanole:** Salmonete, Salmonete de fango.

**Turque :** Barbunya.

### ➤ Différences entre *Mullus barbatus barbatus* et *Mullus surmuletus*

Le rouget barbet de vase et le rouget barbet de roche se distinguent morphologiquement sur la base des différences suivantes (Mahé *et al.*, 2005) :

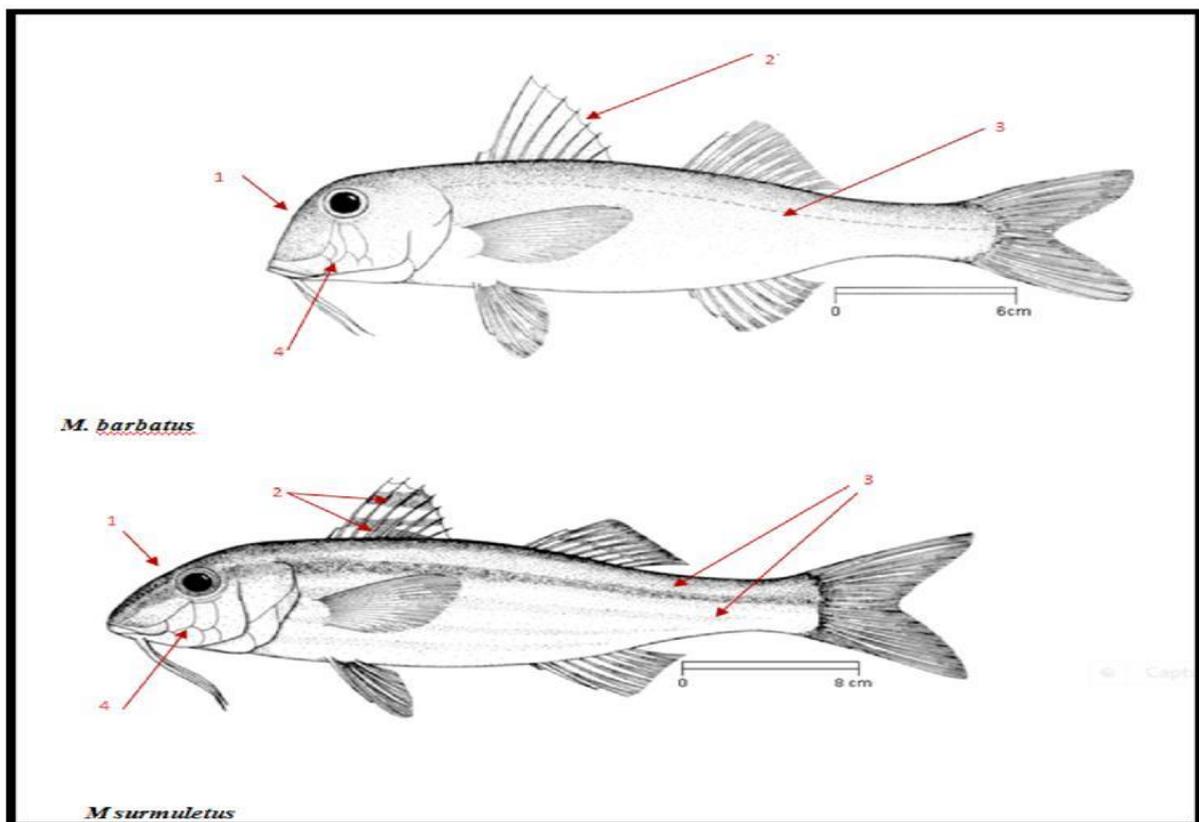
- ✓ La forme de la tête (Fig. 9,1): sa descente est verticale chez *Mullus barbatus*

et un peu plus allongée chez *Mullus surmuletus*:

- ✓ La couleur de la première nageoire dorsale (Fig. 9,2) : transparente chez *Mullus barbatus* et dotée de rayures foncées, ou de points chez *Mullus surmuletus*.
- ✓ La bande jaune sur les flancs (Fig. 9,3) : absente chez le rouget de vase, et présente chez le rouget deroche.
- ✓ Les écailles sous l'œil (Fig. 9,4) : Présence de trois chez *Mullus barbatus*, et de deux chez *Mullus surmuletus*.

Habitat et alimentation : Conformément aux noms communs des rougets (de vase et de roche), ils se trouvent dans des habitats différents : fonds vaseux ou sableux et fonds rocheux respectivement. De ce fait, les biotopes sont différents et l'alimentation varie également pour les deux congénères

Physiologie : les différences se situent dans la période de reproduction et l'âge de la première maturité sexuelle (Suquet *et al.*, 2001).



**Figure 9:** Identification des deux espèces de rouget: *Mullus barbatus* et *Mullus surmuletus* (1-Profil, 2-Couleur de la nageoire dorsale, 3-Bandes jaunâtres, 4-Les écailles sous l'œil).

➤ Classification de *Mullus barbatus barbatus*

|                                  |   |
|----------------------------------|---|
| <b>Règne</b>                     | Animalia<br>Chordata (Chordés)                |
| <b>Sous-embr.</b><br>(Vertébrés) | Vertebrata                                    |
| <b>Super-classe</b>              | Osteichthyes (Osteichtyens <sup>1</sup> )     |
| <b>Classe</b>                    | Actinopterygii (Actinoptériens <sup>2</sup> ) |
| <b>Infra-classe</b>              | Teleostei (Téléostéens <sup>3</sup> )         |
| <b>Super-ordre</b>               | Acanthopterygii                               |
| <b>Ordre</b>                     | Perciformes (Perciformes <sup>4</sup> )       |
| <b>Sous-ordre</b>                | Percoidei (Percoidés <sup>5</sup> )           |
| <b>Famille</b>                   | Mullidae (Mullidés <sup>6</sup> )             |
| <b>Genre</b>                     | Mullus  |

Nom binominal    *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758)

1- Les Osteichtyens sont les poissons osseux qui s'opposent aux poissons cartilagineux (raies et requins).

2- Les Actinoptériens ont des nageoires soutenues par des rayons articulés et parallèles, membraneux, osseux, pouvant se plier car contrôlées par des muscles.

3- Les Téléostéens ont un corps recouvert d'écailles et une queue homocercue, c'est à dire à peu près symétrique.

4- Les Perciformes ou perches de mer ont des rayons épineux.

5- Les Percoidés ont des nageoires pelviennes développées.

6- Les Mullidés ont de longs barbillons mentonniers.

Le rouget de vase *Mullus barbatus* est un poisson qui appartient à la classe des actinoptérygiens, ordre des perciformes, famille des Mullidés qui constitue un groupe homogène représenté par 6 genres et 55 espèces.

La famille des Mullidés se caractérise par un corps allongé et légèrement comprimé couvert de grandes écailles cténoïdes avec une ligne latérale continue.

Le profil de la tête des poissons qui appartiennent à cette famille est plus ou moins parabolique avec de grandes écailles sur la tête. Leur bouche est petite, basse et protractile. Ils sont dotés de

mandibules ornées de petites dents. L'opercule est armé d'une épine simple. Les yeux sont de taille moyenne, généralement positionnés en haut de la tête.

Les Mullidés se différencient des autres familles du sous-ordre des percoidés par la présence de deux barbillons placés sous le museau.

Le genre *Mullus* comporte six espèces, qui se caractérisent par la présence de dents filiformes au niveau de la mandibule inférieure (Fischer *et al.*, 1987).

➤ **Biologie de *Mullus barbatus barbatus* (Linné 1758)**

✚ **Description morphologique de *Mullus barbatus barbatus* (Linné 1758)**

Le rouget barbet de vase *Mullus barbatus* a un corps allongé, au profil ventral assez plat (Fig. 10), et recouvert de grandes écailles ctenoïdes sur la tête. La taille moyenne du rouget de vase est comprise entre 10 et 20 cm avec une taille maximum de 30 cm (FAO). En Algérie, la taille de *Mullus barbatus* est comprise entre 12 et 18 cm, et peu atteindre 25 cm, (Darly, 1992).

En général, le corps du rouget barbet de vase est de ton rougeâtre sur le dos, rosé avec des reflets argentés sur les flancs. Le ventre est blanc, sa ligne latérale est bien marquée. Mais sa coloration peut varier suivant l'environnement : beige avec une ligne sombre horizontale, partant de l'œil, sur le sable ; sombre et marbrée, en particulier sur les flancs, s'il se déplace ailleurs. Le rouget est aussi plus pâle et terne la nuit que le jour. Cette teinte rouge est aussi avivée par l'écaillage. Les alevins sont plutôt de ton bleuâtre et ressemblent à des sardines, (Dieuzeide, 1959 ; Didier Laurent, 2012).

La tête du *Mullus barbatus* est massive, avec un profil abrupt, busqué au droit des yeux presque à la verticale. Ces derniers sont positionnés près du sommet de la tête. La bouche est petite et légèrement protractile. La mâchoire inférieure est dotée de petites dents filiformes et la mâchoire supérieure est édentée.

Le genre *Mullus* est généralement décrit comme n'ayant pas de dents sur le prémaxillaire supérieur. Contrairement aux descriptions génériques (basé sur des spécimens adultes), les juvéniles de *M. barbatus* et *M. surmuletus* ont des dents sur la mâchoire supérieure ; cependant, les dents ne sont pas visibles dans les échantillons > 50 mm de longueur totale, car elles sont recouvertes par le tissu de la lèvre. Le nombre de dents diminue avec la croissance des juvéniles et disparaît après 100 mm de longueur totale, (Aguirre, 1997).

Il n'a pas d'épine sur le bord de l'opercule. Ses joues possèdent trois grandes écailles, caduques, La plus petite, incolore, est souvent arrachée.

Il est doté de deux barbillons au dessous de l'ouverture de la bouche. Ces derniers sont blancs et très caractéristiques ; ils sont épais et peuvent se replier dans un sillon médian. Ils ont une fonction sensorielle. En effet, ils contiennent des organes tactiles, olfactifs et gustatifs sur leurs surfaces, aptes à détecter les proies présentes sur le substrat ou légèrement en dessous de la surface. Le poisson peut alors les déterrer à grandes bouchées, (Aguirre, 2000). Ce qui constitue un mécanisme compensatoire de recherche de nourriture en milieu à faible visibilité telle que les substrats vaseux ou sableux (Lombarte, 1997). Ces barbillons sont de longueur égale ou plus courte que les nageoires pectorales, (Fischer *et al.*, 1987).

*Mullus barbatus* a deux nageoires dorsales bien séparées, la première étant incolore. Chaque nageoire dorsale est composée de 8 rayons épineux, dont la première étant minuscule. La nageoire anale est plus petite que la deuxième nageoire dorsale. La nageoire pectorale est bien développée et est située en arrière de l'opercule. La nageoire ventrale est plus courte que la pectorale. La nageoire caudale n'a pas de stries. Les nombres des rayons des nageoires sont disposés de la manière suivante : D1: VII-VIII, D2 : I+7-8, A: II+6-7, P : 15- 17, V: I+5, (Fischer *et al.*, 1987).



**Figure 10:** Aspect morphologique du rouget barbet de vase *Mullus barbatus*.

➤ **Habitat et distribution géographique**

✚ **Habitat**

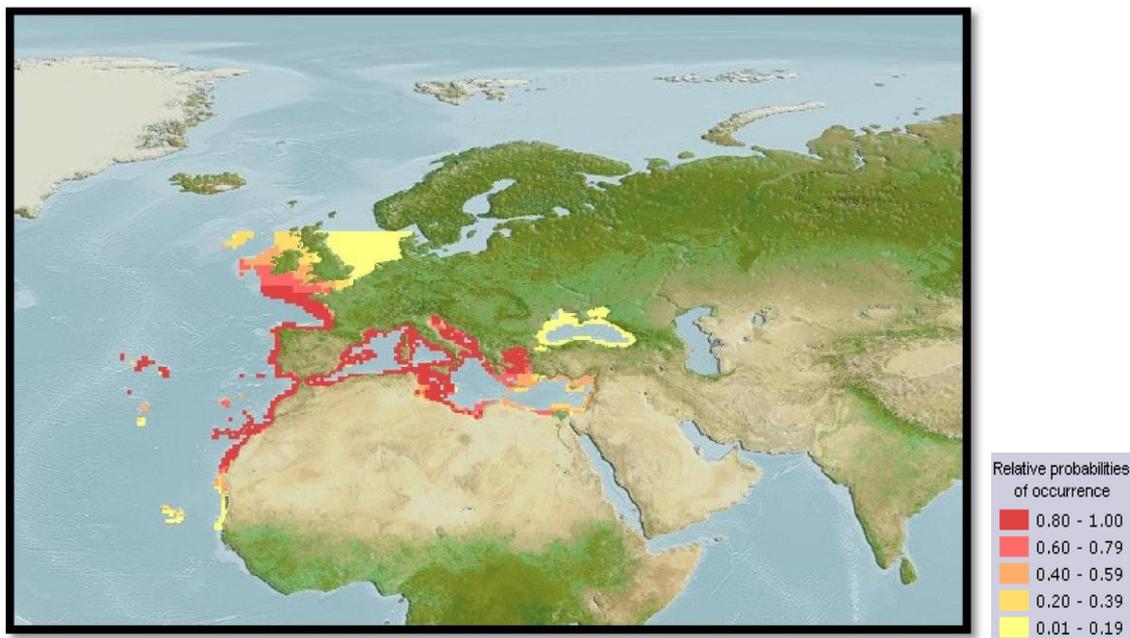
Le rouget est à l'état pélagique aux stades : œufs, larves et post larves. Ces derniers se trouvent en eaux de surfaces jusqu'à une profondeur de 30-35 m, à proximité des côtes. Le fond sera occupé à partir d'une taille de juvéniles de 3 à 4 cm (Suquet *et al.*, 2001).

Les larves du rouget sont de coloration bleue comparable à la sardine. En fonds côtiers cette coloration se transforme en celle proche des adultes. Ils sont présents en Méditerranée entre les mois de juin et juillet (Bougis, 1952).

En Méditerranée et en Atlantique, le rouget est benthique au stade adulte, les préférences d'habitats sont : le plateau continental large, les fonds vaseux (abondance maximale entre 50 et 200 m) (Lombarte *et al.*, 2000) et sur les graviers et fonds sableux (jusqu'à 328 m en mer ionienne) (Mytilineou, 2005). En Algérie, Dieuzeide précise que l'espèce se trouve à une profondeur maximale de 150 m sur les fonds vaseux.

✚ **Distribution géographique**

Le rouget barbet de vase est retrouvé en Atlantique (des côtes européennes et africaines), du nord du golf de Gascogne jusqu'au Sénégal en passant par les îles canaries. Ainsi qu'en Méditerranée et en mer Noire, (Hureau, 1986), (Fig. 11).



**Figure 11** : Distribution géographique de *Mullus barbatus* (Computer Generated Native Distribution Map)

## II.2. Cycle biologique

### II.2.1. La croissance

La croissance du rouget de vase est jugée lente car ce n'est qu'à sa 3<sup>ème</sup> année qu'il atteint un poids de 50 à 100 g. La croissance des femelles est supérieure à celle des mâles et il existe une forte corrélation taille-poids (Suquet *et al.*, 2001).

### II.2.2. La reproduction et la ponte

La taille à la première maturité (en cm) de *Mullus barbatus* varie selon les régions de la Méditerranée (Tab. 6).

**Tableau 6:** Taille à la première maturité sexuelle (longueur en centimètre) (Suquet *et al.*, 2001)

| Localisation        | mâle | femelle | référence                              |
|---------------------|------|---------|--|
| France Méditerranée | 11   | 13      | Bougis, 1952                           |
| Tunisie             | 13   | 13.5    | Gharbi et Ktari, 1981a                 |
| Chypre              | 10   | 10      | Livadas, 1988                          |
| Grèce               | 10.6 | 11.2    | Vassilopoulou & Papaconstantinou, 1992 |

En mer Egée, la période de ponte de *Mullus barbatus* s'étale du printemps au début d'été et peut s'étendre jusqu'à la fin de l'automne (Tab. 7).

**Tableau 7:** Périodes de reproduction du rouget barbet de vase *Mullus barbatus* (Linné, 1758) dans différentes zones de la Méditerranée selon le suivi du rapport gonadosomatique. (+ : période de reproduction) (Hebbar, 2012).

| Zone géographique                       | Mois |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   |   | Références auteurs |  |
|---|------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|--------------------|--|
|   | J    | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D |                    |  |
| Mer Adriatique (Italie)                 |      |   |   | + | + | + | + | + | + |   |   |   |                    | Jukic & Piccienti, 1981                |
| Mer Egée (Grèce)                        |      |   |   | + | + | + | + | + | + | + | + | + |                    | Vassilopoulou & Papaconstantinou, 1992 |
| Golfe de Saronikos (Grèce)              |      |   |   |   | + | + | + |   |   |   |   |   |                    | Vrantzas <i>et al.</i> , 1992          |
| Livorno (Italie)                        |      |   |   | + | + | + | + | + | + |   |   |   |                    | Voliani <i>et al.</i> , 1998           |
| Méditerranée Nord Occidentale (Espagne) |      |   |   | + | + | + | + | + | + |   |   |   |                    | Aguirre, 2000                          |
| Nador (Maroc)                           |      |   |   | + | + | + | + | + | + |   |   |   |                    | Layachi <i>et al.</i> , 2007           |
| Golfe de Tunis (Tunisie)                |      |   |   |   | + | + | + |   |   |   |   |   |                    | Cherif <i>et al.</i> , 2007            |
| Méditerranée (France)                   |      |   |   |   | + | + |   |   |   |   |   |   |                    | Bougis, 1952                           |
| Méditerranée (Egypte)                   |      |   |   | + | + |   |   |   |   |   |   |   |                    | Hashem, 1973                           |
| Méditerranée (Alger, Algérie)           |      |   |   |   | + | + | + |   |   |   |   |   |                    | Lalami, 1971                           |
| Méditerranée (Oran, Algérie)            |      |   |   |   | + | + | + |   |   |   |   |   |                    | Hebbar <i>et al.</i> , 2012            |

Selon l'aspect macroscopique des gonades du rouget barbet de vase, quatre stades de maturités sexuels ont été distingués (Tab. 8) (ICES, 2009) :

- Stade 1 : immature.
- Stade 2 : maturation avec des sous-stades de développement de virginité (2a), récupération (2b) et maturation proprement dite (2c).
- Stade 3 : reproduction.
- Stade 4 : repos.

**Tableau 8:** Stades de maturation sexuelle de *Mullus barbatus*

| Sexe | Aspect de la gonade  | Etat de maturation             | Stade | MEDIT S |   |
|------|--|--------------------------------|-------|---------|---|
| M    | Le sexe ne se distingue pas à l'œil nu. Les gonades très petites et translucides, presque transparentes. Sexe indéterminé.   | Indéterminé                    | 0     | 0       |   |
| F    | Petit ovaire rose et translucide plus court que 1/3 de la cavité de l'organisme. Œufs non visibles à l'œil nu).  | Immature = vierge              | 1     | 1       |   |
| M    | Testicule mince et blanchâtre plus court que 1/3 de la cavité du corps.  |                                |       |         |   |
| F    | Petit ovaire rose/rouge, inférieur à 1/2 de la cavité du corps. Œufs non visibles à l'œil nu.  | Développement de la virginité* | 2a    | 2       |   |
| M    | Testicule mince blanchâtre plus court que 1/2 de la cavité du corps.   |                                |       |         |   |
| F    | Ovaire rose-rouge/rouge-orange et translucide, long environ 1/2 de la cavité du corps. Les vaisseaux sanguins visibles. Les œufs sont non visibles à l'œil nu.   | Récupération *                 | 2b    |         |   |
| M    | Testicule blanchâtre/rose, plus ou moins symétrique, long environ 1/2 de la cavité du corps.   |                                |       |         |   |
| F    | Ovaire de couleur jaune rose avec un aspect granuleux, à long environ 2/3 de la cavité du corps. Les œufs sont visibles à l'œil nu grâce à la tunique ovaire, qui n'est pas encore translucide. Sous une légère pression, les œufs ne sont pas expulsés.                                       | Maturation                     | 2c    |         |   |
| M    | Testicule blanchâtre à crème, long environ 2/3 de la cavité du corps. Sous la pression de lumière, le sperme n'est pas expulsé   |                                |       |         |   |
| F    | Ovaire orange de couleur rose, avec du sang superficiel, long de 2/3 de la longueur de la cavité du corps. Grand transparente, des œufs mûrs sont visibles clairement et pourraient être expulsés sous une légère pression. Dans des conditions plus avancées, les œufs s'échappent librement. | Matures Reproducteurs          | 3     |         | 3 |
| M    | Testicule blanchâtre-crème doux, long de 2/3 de la longueur complète de la cavité du corps. Sous la pression de lumière, les spermatozoïdes pourraient être expulsés. Dans des conditions plus avancées, le sperme s'échappe librement.  |                                |       |         |   |

|   |   |          |    |   |
|---|---|----------|----|---|
| F | Ovaire rougeâtre à environ ½ longueur de la cavité du corps.<br>Ovaire mur et flasque ; désagrégation opaque et/ou translucide des œufs | Dépensés | 4a | 4 |
| M | Testicules sont injectés de sang et flasques rétrécis à environ ½ longueur de la cavité du corps.                                       |          |    |   |
| F | Ovaire rose et translucide à long environ 1/3 de la cavité du corps. Œufs non visibles à l'œil nu.                                      | Repos *  | 4b |   |
| M | Testicule blanchâtre/testicule rose, plus ou moins symétrique, long environ 1/3 de la cavité du corps.                                  |          |    |   |

\* : Stades pouvant être confondus les uns des autres

 : Spécimens adultes

### II.3. Régime alimentaire

Les crustacés amphipodes, de polychètes, et de mollusques bivalves sont la nourriture principale du rouget barbet de vase. Les proies secondaires sont les décapodes, les isopodes et les nématodes. Accessoirement, *Mullus barbatus* peut se nourrir aussi des gastéropodes et des alevins de poissons. C'est un poisson donc classé carnivore, euryphage.

Les barbillons que possède *Mullus barbatus* captent les organismes enfouis. Son estomac contient du sable et des coquillages du fait de sa nourriture sur le fond (Layachi, 2007).

Le régime alimentaire de *Mullus barbatus* varie selon sa taille (Labropoulou 1997 in Suquet et al., 2001) :

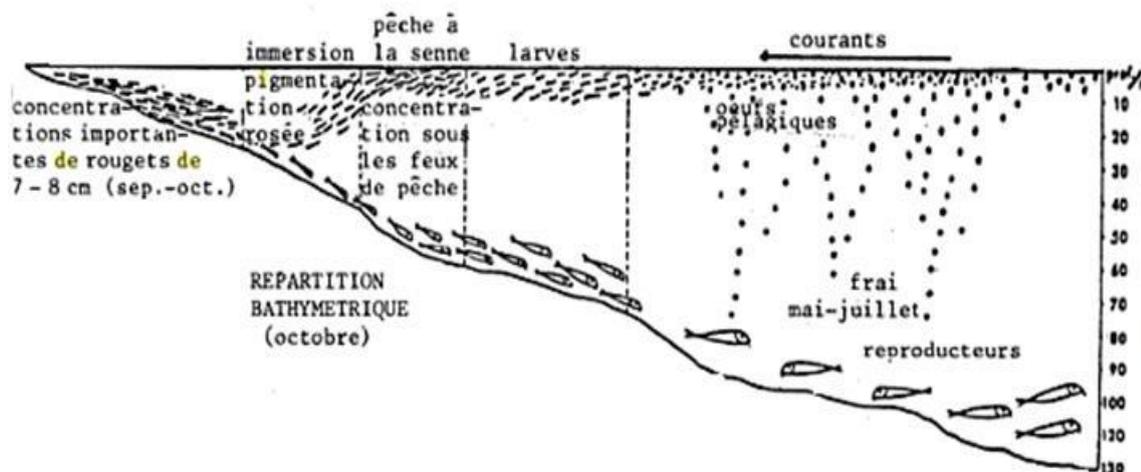
- Alevins de 30-40 mm : copépodes et larves de bivalves.
- 10 cm : proies plus volumineuses.
- 10-19 cm : polychètes (62 % des proies ingérées et 52 % du poids de ces proies), de mollusques, et de crustacés.

Ces données ont été confirmées par les études de Lyachi (2007), qui a mis en évidence la variation du régime alimentaire de ce poisson selon le changement saisonnier et la taille des spécimens qui ont tendance à ingérer des proies de plus en plus grandes, au fur et à mesure que leur taille augmente. Le spectre alimentaire de ce mullidae euryphage se compose principalement d'amphipodes, d'annélides et de bivalves. Les petits poissons (alevins en particulier) et les gastéropodes sont des proies complémentaires.

Cherif (2011) a établi une classification en ordre décroissant des crustacés et proies préférentiels de *Mullus barbatus* sur les côtes tunisiennes : amphipodes, euphausiids, isopodes, polychètes, mollusques, échinodermes, nématodes, téléostéens, algues.

#### II.4. Comportement

Le courant transporte vers la côte les œufs qui ont été pondus à de grandes profondeurs. *Mullus barbatus* a un comportement grégaire. Les juvéniles se concentrent très près du rivage en été, alors qu'en automne, ils se déplacent à de plus grandes profondeurs (Voliani, 1999), (Fig. 12). Ce qui représente leur migration via ce mouvement du peu profond au plus profond (Voliani, 1999).



**Figure 12:** Cycle biologique du rouget barbet de vase (*Mullus barbatus*) dans le secteur de Castellon, D'après Suau et Larraneta, 1964.

#### II.5. Intérêts nutritionnels de *Mullus barbatus barbatus*

Les rougets barbet jouent un rôle important dans la nutrition humaine, fournissant des éléments nutritifs (lipide, glucides, vitamines,...), et surtout des protéines indispensables à l'alimentation de l'homme (20 g/100 g). C'est un poisson dit « demi gras » mais ses « bonnes » graisses permettent de rééquilibrer une alimentation en apportant des acides gras très spéciaux et très précieux (acide gras polyinsaturé-oméga3-). Cependant, ce poisson est malgré tout moins riche en matières grasses que du blanc de poulet (Tab. 9) (Quéro, 1998).

**Tableau 9 :** analyse nutritionnelle moyenne de 100 g de rouget barbet sans déchet.

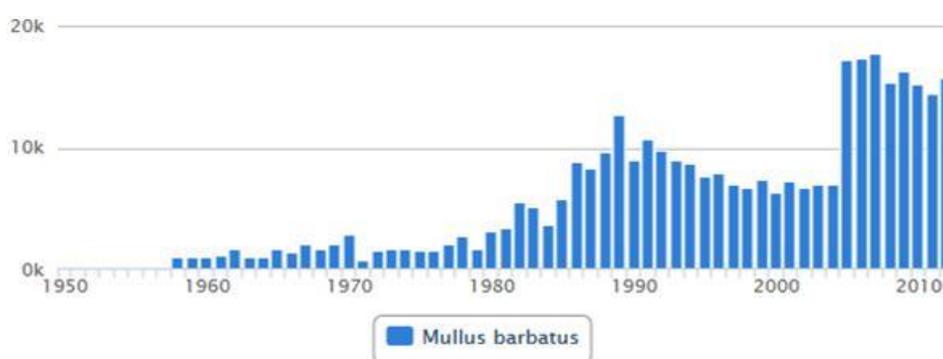
|           |                                   |
|-----------|-----------------------------------|
| Energie   | 130 (543 k/joules) kcal % des AJR |
| Protéines | 20 g                              |
| Glucides  | 0.1 g                             |
| Lipides   | 8 g                               |
| Sodium    | 80 g                              |

AJR : apport journalier recommandé

## II.6. Situation mondiale de la pêche de *Mullus barbatus barbatus*

Le rouget barbet de vase à une grande valeur commerciale. Il fait partie des principales espèces ciblées par de nombreuses pêcheries démersales. Sa pêche est semi-industrielle, artisanale et sportive. Les engins utilisés pour la pêche du rouget sont : la senne de plage, le chalut et filets maillants de fond, verveux, la ligne à main et la pêche sous-marine. Régulièrement présent sur les marchés de Méditerranée, occasionnellement à rarement en mer Noire, il est commercialisé frais, réfrigéré, congelé et salé.

Au niveau mondial, la production du rouget barbet de vase n'a fait qu'augmenter depuis les années soixante pour connaître une stabilité ces dix dernières années, (Fig. 13).



**Figure 13:** Capture totale et Production mondiale de *Mullus barbatus barbatus* (tonne) (<http://www.fao.org/fishery/species/3208/en>)

## II.7. Situation de la pêche de *Mullus barbatus barbatus* en Algérie

En Algérie, la pêche du rouget de vase est réalisée principalement par les petits métiers et les chaluts (DPRH, 2014). A titre d'exemple au niveau de la wilaya d'Oran, la flottille active au niveau de ce secteur, reportée sur le tableau (Tab. 10), n'a fait qu'augmenter ces dernières années.

**Tableau 10:** Evolution de la flottille (active) de pêche de la willaya d'Oran entre 2009-2013 (DPRH, 2014).

| Année                 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 |
|-----------------------|------|------|------|------|------|
| <b>Chalutiers</b>     | 23   | 27   | 25   | 29   | 28   |
| <b>Sardiniers</b>     | 91   | 95   | 97   | 104  | 108  |
| <b>Petits métiers</b> | 50   | 52   | 55   | 58   | 60   |

Ainsi nous remarquons que la production de rouget (de vase et de roche) au niveau de la willaya d'Oran a augmenté aussi depuis 2009, pour connaître une légère baisse en 2013 (Tab. 11) :

**Tableau 11:** Débarquement du rouget, port de débarquement Oran (DPRH 2014).

| Année | Quantité de rouget débarqué(tonne) | Taux rouget/demersal (%) |
|-------|------------------------------------|--------------------------|
| 2009  | 36.2                               | 13                       |
| 2010  | 47.2                               | 23                       |
| 2011  | 68.8                               | 19.2                     |
| 2012  | 79.6                               | 21.26                    |
| 2013  | 61.4                               | 28                       |

Il est à noter que le taux de production du rouget par rapport aux autres espèces démersales capturées est aussi en progression ces cinq dernières années, ce qui traduit l'importance de la consommation de ce poisson.

La taille minimale marchande en Algérie, d'après la loi cadre n° 01-11 du 03 juillet 2001 relative à la pêche et l'aquaculture, est reportée sur le tableau suivant (Tab. 12) :

**Tableau 12:** Tailles minimales marchandes des espèces halieutiques de Mullidae genre Mullus

| FAMILLE  | NOM VERNACULAIRE | NOM SCIENTIFIQUE         | TAILLE MINIMALE (cm) |
|----------|------------------|--------------------------|----------------------|
| Mullidae | Rouget de roche  | <i>Mullus surmelutus</i> | 11                   |
|          | Rouget de vase   | <i>Mullus barbatus</i>   | 15                   |

## II.8. Généralités sur *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792)

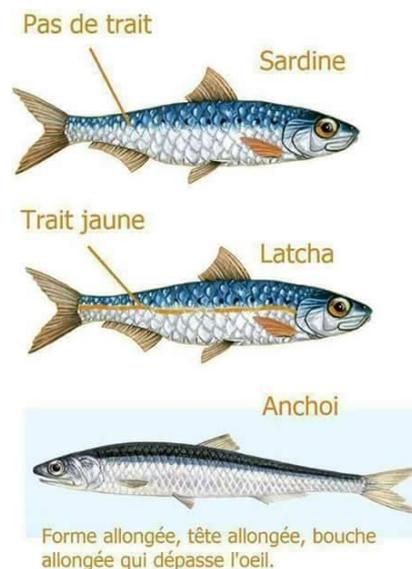
### ➤ Classification de *Sardina pilchardus*

#### ✚ Taxonomie

Les genres *Sardina*, *Sardinops*, *Engraulis* (Anchois), *Scomber* (maquereaux) et *Trachurus* (chinchards) regroupent les poissons pélagiques dont les espèces les plus communes des sardines qui se trouvent en abondance dans les eaux tempérées et subtropicales. Les poissons pélagiques marins ou dulçaquicoles comme les harengs représentent un groupe taxonomique complexe y compris les sardines (Lavoué *et al.*, 2007). Les deux principaux genres de sardines, se développent dans les différentes zones d'upwellings du monde caractérisées par des eaux froides et un climat tempéré (Whitehead, 1985 ; Parrish *et al.*, 1989).

### ✚ Différences entre *Sardina pilchardus* et les espèces similaires

La sardine peut se distinguer des jeunes aloses (genre *Alosa*, est un poisson migrateur de la famille des Clupeidae) par l'absence d'une fente médiane à la mâchoire supérieure et par la position de l'extrémité postérieure de la bouche. Chez la sardine, cette dernière est située en avant de la verticale qui passe par le centre de l'oeil. Les deux espèces de sardinella, *Sardinella aurita* et *Sardinella maderensis*, diffèrent de *Sardina pilchardus* par l'absence de stries rayonnantes sur l'opercule et des points sombres sur les côtés du corps (Fig. 14) (Hattab, 2017).



**Figure 14:** les différences entre les espèces de la famille des Clupeidae

### ✚ Position systématique

*Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) appelée aussi sardine européenne, existe seulement dans le genre *Sardina*. Fischer *et al.* (1987) ont adopté la position systématique suivante :

|                          |                                      |
|--------------------------|--------------------------------------|
| <b>Embranchement :</b>   | Chordés                              |
| <b>S/Embranchement :</b> | Vertébrés                            |
| <b>Super -classe :</b>   | Ostéichtyens (poissons osseux)       |
| <b>Classe :</b>          | Actinoptérygiens                     |
| <b>Super-ordre :</b>     | Téléostéens                          |
| <b>Ordre :</b>           | Clupéiformes                         |
| <b>Sous –ordre :</b>     | Clupéoidés                           |
| <b>Famille :</b>         | Clupéidés                            |
| <b>Genre :</b>           | <i>Sardina</i>                       |
| <b>Espèce :</b>          | <i>pilchardus</i> . (Walbaum, 1792). |

### ✚ Noms vernaculaires

La FAO attribue à ce poisson les noms suivants : (Davidson, 2002)

Algérie : Sardine.

Angleterre : Europeanpilchard ; sardine (petite), pilchard (adulte)

Espagne : Sardina europea

France : Sardine commune

Grèce : sardèlla

Italie : sardina

Tunisie : sardina

Turquie : sardalya

#### ➤ Biologie de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792)

### ✚ Description morphologique de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792)

La sardine se caractérise par : un ventre argenté brillant, un dos bleuté, des écailles sessiles (se détachent facilement du corps), un opercule strié (Fig. 15), un allongement différent des rayons de nageoires (ceux de la nageoire anale sont plus allongés) et ses flancs supérieurs sont marqués par une série de tâches sombres (Whitehead, 1985).



**Figure 15** : La sardine commune « *Sardina pilchardus* » (Mahmoud et Benkaka, 2007)

➤ **Habitat et distribution géographique**

✚ **Habitat**

La sardine commune est un poisson pélagique, grégaire qui forme de vastes bancs dans les couches supérieures des eaux côtières et effectue de grandes migrations, sa présence est souvent associée à celle de l'anchois (Fisher *et al.*, 1987 ; Abad *et al.*, 1998). Les bancs peuvent être composés d'individus d'âges et de sexes différents mais de tailles équivalentes (Cury *et al.*, 2000). En cas de fortes abondances, les bancs ont tendance à être monospécifiques. En revanche, si la sardine est moins abondante, les bancs seront composés de plusieurs espèces de petits pélagiques, notamment des anchois et/ou des chinchards (Laurent, 2005). Les individus âgés vivent plus au large que les jeunes (Mouhoub, 1986), ils se rapprochent de la côte pour frayer (Dieuzeid *et al.*, 1959). Les alevins retournent vers les côtes où ils passent le début de leur vie, puis repartent vers la pleine mer au début de l'hiver alors que les bancs reviennent vers les côtes au printemps à la recherche de nourriture (Aldbert et Carries, 1976). La sardine se nourrit de zooplancton essentiellement de mollusques et de crustacés microscopiques, dans sa jeunesse de phytoplancton, sans dédaigner les œufs pélagiques d'autres poissons (Lee, 1961). Elle tend à se disperser la nuit quand elle recherche sa nourriture et à se rassembler en banc plus ou moins compacts le jour. Selon Pichot et Aldbert (1978), ces déplacements dépendent de divers facteurs tels que l'influence du cycle lunaire (phase de pleine lune) et les conditions hydrologiques du milieu.

✚ **Distribution géographique**

Les mers Méditerranée et Noire dans le Nord Atlantique hébergent la sardine, *Sardina pilchardus* (Fig. 16). Elle se répartit depuis le Dogger-bank en mer du Nord jusqu'à la côte saharienne en Mauritanie sur l'étendue des côtes Atlantiques (Parrish *et al.*, 1989).

Les conditions hydroclimatiques influencent sa répartition et son abondance, l'isotherme 13 °C marque à peu près sa limite septentrionale et l'isotherme 25 °C sa limite méridionale. Elle est présente depuis la mer du Nord jusqu'en Mauritanie avec des populations résiduelles aux Iles Madères, aux Açores et aux Iles Canaries (Parrish *et al.*, 1989).

Les changements périodiques de température de l'eau, modifient les limites de l'aire de répartition de *Sardina pilchardus*. Au milieu des années 1960-1970, la limite sud de l'extinction de l'espèce s'est prolongée jusqu'au Sénégal, coïncidant avec une intensification de l'upwelling dans cette zone et s'est reculée dans le nord durant les années suivantes (Binet *et al.*, 1998).

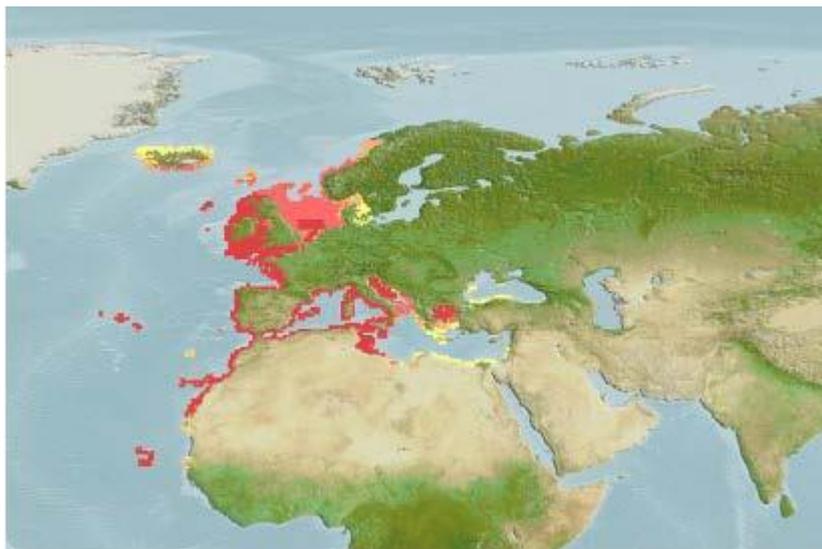


Figure 16: Répartition géographique de *Sardina pilchardus* (Kaschner *et al.*, 2013).

## II.8.1. Cycle biologique

### II.8.1.1. La croissance

La taille maximale que peut atteindre la sardine durant son cycle de vie est de 27 cm. 90 % des spécimens atteindront cette taille durant leur première année. La croissance s'affaiblit pendant les années suivantes malgré la longévité, qui peut aller jusqu'à 14 ans (Whitehead, 1985). L'upwelling à travers sa température générée et la richesse trophique du milieu favorisent l'augmentation de la taille de la sardine des côtes nord au sud (FAO, 2007) de la région du nord-ouest africain. La sardine atteint sa maturité sexuelle durant les deux premières années de sa vie. Cette maturité et croissance marquent des variations tout au long de l'aire de sa répartition (Alemany et Alvarez, 1993 ; FAO, 2001).

### II.8.1.2. La reproduction et la ponte

Selon Ettahiri *et al.* (2003), les œufs de la sardine sont pondus entre :

- Septembre à juin : sur les côtes Atlantiques européennes et en Méditerranée.
- Octobre à juin : au niveau des côtes africaines.

Cette ponte est influencée par les facteurs environnementaux tel l'hydrodynamisme (Olivar *et al.*, 2001), elle se prolonge sur la majeure partie du plateau continental avec une température comprise entre 12 °C et 18 °C (Bernal *et al.*, 2007).

Dans l'Atlantique du Nord Est, les sardines pondent préférentiellement en hiver et au printemps, la durée de la ponte augmente du nord (1 à 2 mois) au sud (6 mois) (Coombs *et al.*, 2006 ;

[Stratoudakis et al., 2007](#)). En Méditerranée, la ponte se prolonge également sur 6 mois avec un maximum en hiver ([Ganias et al., 2007](#)).

La fécondité des sardines est intense, on compte 35000 œufs pélagiques par femelle ([Whitehead, 1985](#)), la sardine marocaine libère 23 000 œufs ([Amenezoui et al., 2006](#)). Cependant, le recrutement est influencé par la forte mortalité des larves. Une stratégie appelée « r » est utilisée pour remédier à cette mortalité potentielle, son principe est basé sur une allocation d'énergie à la reproduction favorisant la production massive d'œufs ([Bakun, 1996](#)). La durée de vie des larves est de 60 jours ([Ramirez et al., 2001](#)), ils vivent sur une profondeur entre 10 et 40 m et se propagent plus largement la nuit ([Olivar et al., 2001](#)).

**Tableau 13:** Stades de développement macroscopique des gonades de *S. pilchardus* du LEA ([Mouhoub, 1986](#)).

| Stades de maturation      | Caractéristiques des gonades  |   |
|---------------------------|---|---|
|                           | Femelles  | Mâles   |
| <b>Stade I Immature</b>   | Ovaire fin, translucide à rose et ovocytes invisibles.  | Testicules petits en forme de lame de couteau, coloration claire, vascularisation fine et visible par transparence.   |
| <b>Stade II Pré-ponte</b> | Ovaire peu volumineux, coloration rosâtre, vascularisation intense chez les poissons en repos sexuel, moins intense chez les immatures en développement et ovocytes invisibles. | Testicules de consistance ferme et une coloration blanchâtre homogène. A la surface, les ramifications terminales des vaisseaux sanguins internes sont mal distinguées. |
| <b>Stade III Ponte</b>    | Ovaire de taille moyenne, coloration rose pâle à orange clair et quelques ovocytes sont Parfois visibles.   | Testicule plus large et ferme, couleur blanche et aucun liquide ne coule si on y fait une incision.   |

|                             |  |  |
|-----------------------------|--|--|
| <b>Stade IV Post-ponte</b>  | Ovaires très volumineux occupant toute la cavité abdominale d'une coloration rouge. Apparence d'ovocytes transparents disposés irrégulièrement entourés de zones hyalines.<br>Une vascularisation très développée surtout sur la partie postérieure des ovaires. | Testicule volumineux, très mou, à surface lisse et brillante de couleur blanc ivoire. Une simple compression de l'abdomen du poisson provoque l'écoulement du sperme par l'orifice ano-génito-urinaire |
| <b>Stade V Repos sexuel</b> | Ovaires rougeâtres (congestion des vaisseaux sanguins) flasques montrant des zones hyalines plus grandes.  | Testicules vides après expulsion du sperme, ils se présentent sous une consistance assez flasque, un peu ridés et très minces, laissant voir par transparence la vascularisation interne.              |

### II.8.1.3. Régime alimentaire

*Sardina pilchardus* est un poisson planctophage. Le régime alimentaire au stade juvénile se compose de phytoplancton, de larves de poissons et de petits crustacés. Au stade adulte, les préférences de nourriture s'orientent vers le zooplancton tel que les copépodes planctoniques et les différentes larves présentes dans le zooplancton (Forest, 2001).

### II.8.1.4. Comportement

Les conditions du milieu, richesse alimentaire (plancton), hydrologie et température influencent la répartition de la sardine qui est un poisson pélagique grégaire. Les bancs sont de taille semblable mais peuvent regrouper des spécimens d'âge et de sexe différents (Forest, 2001). La sardine effectue des mouvements verticaux conditionnés par la luminosité et la quantité de nourriture (Giannoulaki *et al.*, 1999). Les profondeurs fréquentées durant la journée sont de 30 à 55 m, la sardine remonte à 15 à 35 m pendant la nuit (Whitehead, 1985).

Le changement saisonnier est à la base des déplacements horizontaux de faible amplitude de la sardine. Au printemps, elle migre du large vers les côtes et en sens inverse à la fin de l'automne (Dalouche, 1980). Elle persiste exercer des mouvements même en côtes selon : l'âge des

individus, la disponibilité de la nourriture essentielle, la température et la reproduction (Forest, 2001).

#### II.8.1.5. Intérêts nutritionnels de *Sardina pilchardus*

La sardine est riche en lipides et en acides gras de la famille  $\omega$ -3 (20 à 30 % des acides gras totaux). Le rapport acides gras insaturés / acides gras saturés demeure excellent puisqu'il s'approche de 2. Ces caractéristiques nutritionnelles font de la sardine un poisson d'intérêt nutritionnel remarquable. En effet, l'Agence Française de la Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) recommande un apport alimentaire en acides gras insaturés environ 3 fois supérieur à celui en acides gras saturés (AFSSA, 2003). Les concentrations en lipides de la sardine varient en fonction de l'alimentation, le cycle de reproduction et la saison (Bandarra *et al.*, 1997).

Une variation annuelle des teneurs en matière grasse de la sardine est enregistrée annuellement de 1,2 à 18,4 pour 100 g (Bandarra *et al.*, 1997). Cependant, de moindres amplitudes sont aussi décrites pour le hareng (Aidos *et al.*, 2002). La sardine avec certaines espèces telles les crevettes font exception d'un taux de cholestérol de 160 mg dans 100 g de chair lorsqu'elles sont consommées entières contre un taux de cholestérol de 20 à 80 mg pour les 100 g de chair dans les autres produits aquatiques (ANSES, 2010).

La sardine est riche également en :

- Protéines (de 20 % de la composition totale du filet) qui sont :
  - Une excellente valeur nutritionnelle avec un index UPN (Utilisation Protéique Nette) supérieur à celui du bœuf (Dumay, 2006).
  - Une source incontournable d'acides aminés indispensables puisque 100 g de sardine suffisent à couvrir 100 % des besoins (Dumay, 2006).
  - Un faible taux en glucides (0,1 % par rapport au poids frais), et des vitamines, des sels minéraux et des oligo-éléments (Dumay, 2006).
- Un peu de sodium, mais riche en calcium, magnésium et potassium (Dumay, 2006).
- Une portion de 150 g couvre les besoins journaliers en vitamines D et E et apportent une quantité intéressante de vitamine A.

Cette richesse et ces qualités qualifient la sardine de :

- Aliment hypocalorique (170 kcal pour 100 g) pouvant être intégré dans la plupart des régimes alimentaires (De Koning et Mol, 1991).
- Classée parmi les 11 espèces de poisson possédant les meilleures recommandations

nutritionnelles par la société américaine du cœur (American Heart Association), les autres espèces étant le maquereau, le hareng de l'Atlantique et du Pacifique, la truite de rivière, le saumon de l'Atlantique, le saumon royal, le saumon rouge, l'anchois et la morue noire (Sidhu, 2003).

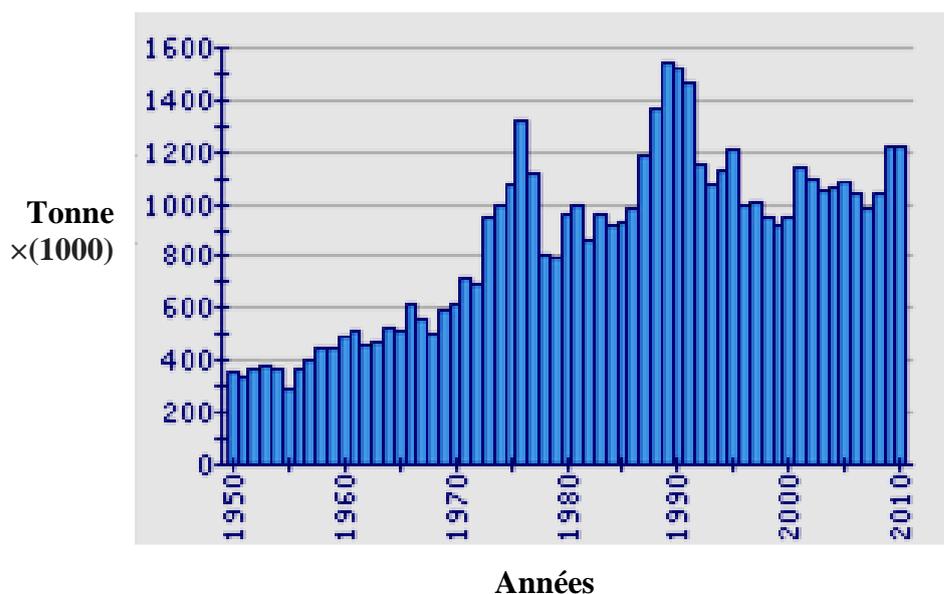
#### II.8.1.6. Situation mondiale de la pêche de *Sardina pilchardus*

La pêche de *Sardina pilchardus* est semi-industrielle et artisanale. 243 650 t ont été pêchées dans six pays selon la répartition suivante (FAO, 1987) :

**Tableau 14:** Situation mondiale de la production de la sardine (FAO, 1987).

| Pays        | Quantité en tonnes | %       |
|-------------|--------------------|---------|
| France      | 21 000             | 15.91 % |
| Algérie     | 36 000             | 27.27 % |
| Yougoslavie | 35 000             | 26.51 % |
| Turquie     | 14 000             | 10.60 % |
| Maroc       | 13 000             | 9.85 %  |
| Grèce       | 13 000             | 9.85 %  |
| Total       | 132 000            | 100 %   |

D'après la FAO (2013), 901427 t de sardine ont été capturées durant l'année 1999 avec les grandes parts enregistrées pour le Maroc (429732 t) et l'Espagne (128 231 t).



**Figure 17 :** La production de la sardine dans le monde durant la période 1950-2010 (FAO, 2013).

Les engins de pêche utilisés pour capturer la sardine sont : les sennes coulissantes et de plage, filets lamparos, chaluts pélagiques, filets maillants, pélagiques et barrages. Elle est souvent disponible sur les marchés, est commercialisée fraîche, réfrigérée, salée, fumée, marinée, en conserves et sous forme d'huile ou de farine de poisson ; elle est aussi utilisée comme appât.

#### II.8.1.7. Situation de la pêche de *Sardina pilchardus* en Algérie

En 1998, la production nationale a enregistré un taux de 78 % de petits pélagiques capturés constituant les apports les plus importants (CNDPA, 1999) contre 22% pour les autres espèces (crustacés, mollusque, squales, espadons et poissons demersaux) (Fig. 18). Les conditions climatiques (courantologie, températures et les sels nutritifs, etc.) influencent la disponibilité du plancton et l'abondance de ce dernier favorise celle des petits pélagiques.

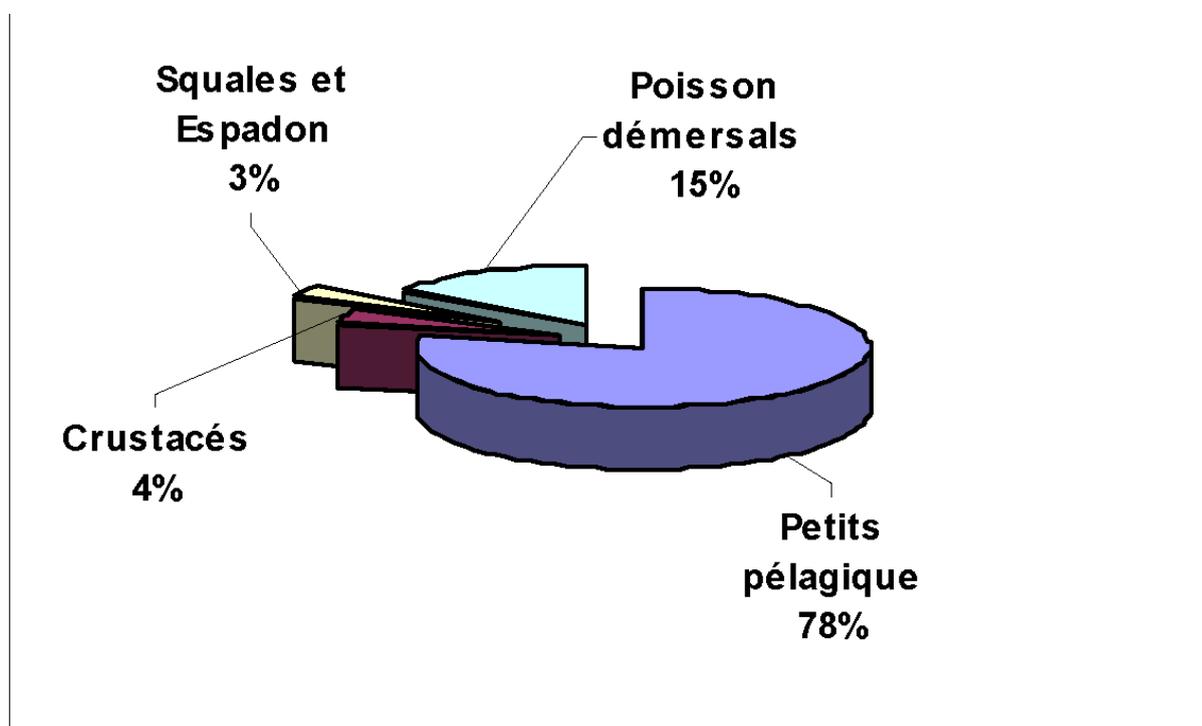
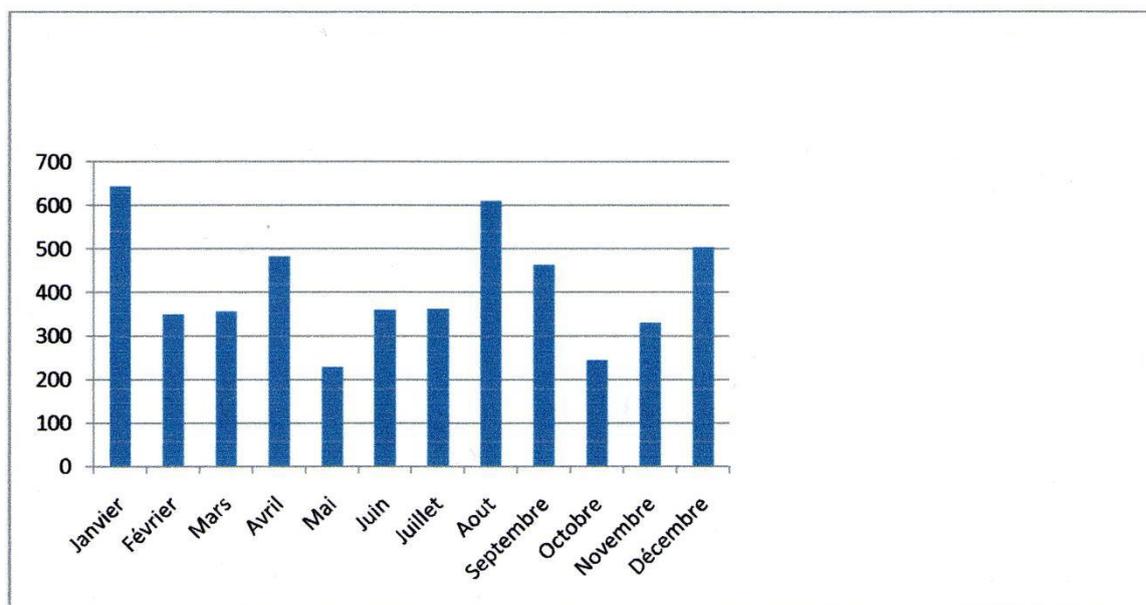


Figure 18 : Repartition de la production nationale par groupe de poisson (CNDPA, 1999).

La quantité de sardine capturée et débarquée sur le littoral Algérien est environ de 700 tonnes/an, elle varie d'un port à l'autre selon le nombre de métiers « Direction de l'aquaculture et de pêche ». Le tableau 15 illustre la quantité de sardine produite par ans au niveau du port de Ghazaouet durant l'année 2016.



**Figure 19:** Production de sardine par tonnes durant les mois de l'année 2016 au niveau de port de Ghazaouet (D.P.R.H).

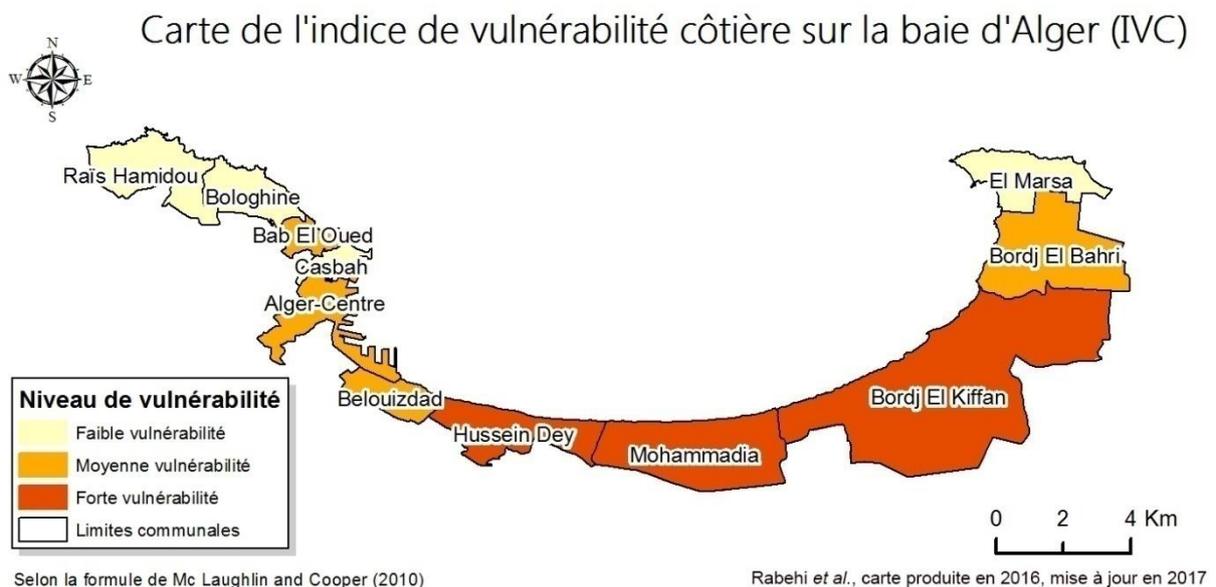
**Tableau 15:** production de sardine par les différents types des métiers par tonnes durant les mois de l'année 2016 au niveau du port de Ghazaouet.

| Mois     | Janvier | Février | Mars    | Avril   | Mai     | Juin    | Juillet | Aout    | Septembre | Octobre | Novembre | Décembre | TOTAL    |
|----------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|-----------|---------|----------|----------|----------|
| Quantité | 644,090 | 350,220 | 356,780 | 483,290 | 229,290 | 360,740 | 362,715 | 611,000 | 464,685   | 244,900 | 331,040  | 503,980  | 4942,730 |

## *Présentation de la zone d'étude*

### III.1. 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 km<sup>2</sup>, 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. [Rabehi \*et al.\* \(2016\)](#) ont établi une carte de vulnérabilité côtière sur la baie d'Alger avec un niveau de vulnérabilité des différentes communes allant de faible à fort (Fig. 20).



**Figure 20:** Indice de vulnérabilité côtière IVC par commune ([Rabehi \*et al.\*, 2016](#)).

#### III.1.1. Géomorphologie

La baie d'Alger s'étale sur un large plateau continental d'environ 9 km. En revanche, un rétrécissement de ce plateau à une largeur de 1 km est observé aux points extrêmes de la baie. Le fond de la baie est en pente douce uniforme de l'isobathe 0 m à celle des 100 m ([PAC, 2004](#)).

#### III.1.2. Sédimentologie

La nature des fonds en baie d'Alger a été traitée et détaillée à travers plusieurs travaux de sédimentologie. La couverture sédimentaire de la baie a été abordée par plusieurs auteurs : [Le danois \(1925\)](#) ; [Caulet \(1972\)](#) ; [Leclair \(1972\)](#) et [Maouche \(1987\)](#).

Ils ont mis en évidence ce qui suit (Fig. 21) :

- 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.

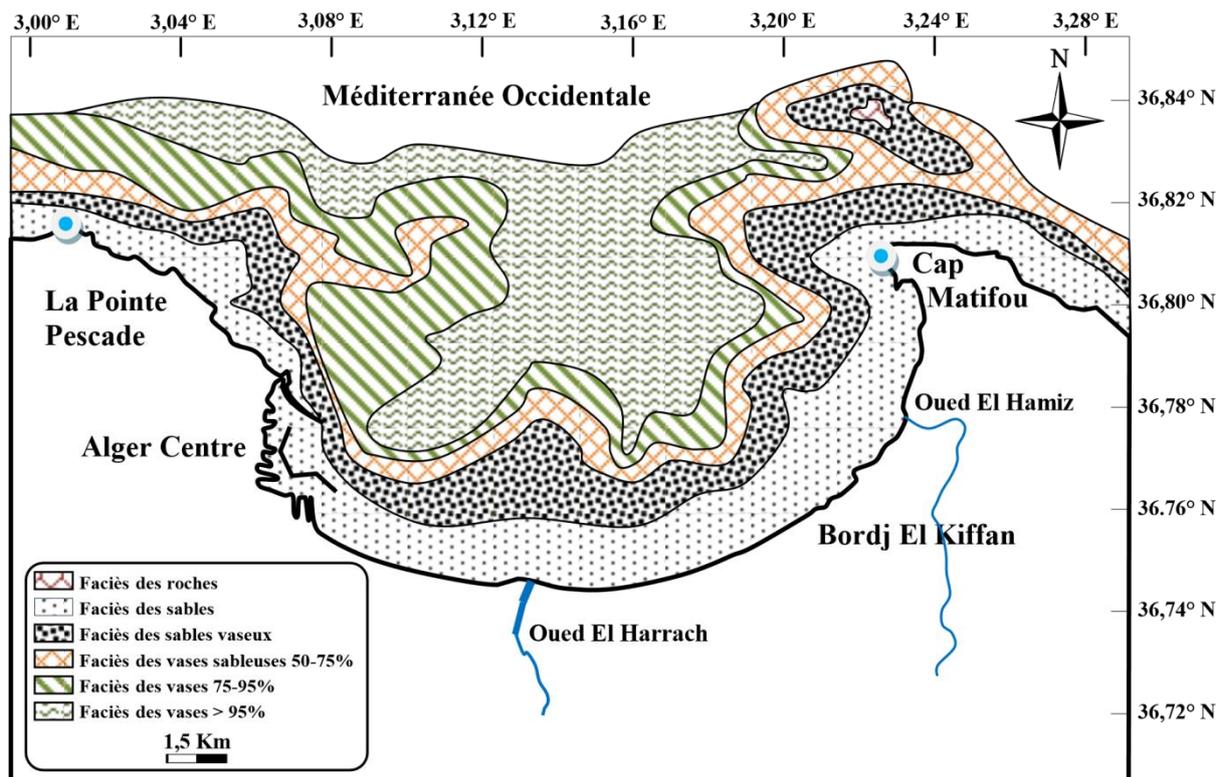


Figure 21: Nature du fond de la baie d'Alger (Maouche, 1987, modifiée)

### III.1.3. Facteurs hydrodynamiques

#### ➤ Les houles

La houle est une oscillation de la partie superficielle d'un plan d'eau, générée initialement par le vent, elle se propage plus ou moins régulièrement jusqu'à l'approche des côtes où elle subit des modifications par réfraction, diffraction et déferlement (Guilcher, 1979). L'intérêt principal des études de houle, est surtout l'action de celle-ci sur le littoral.

Selon Leclair. (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 ;

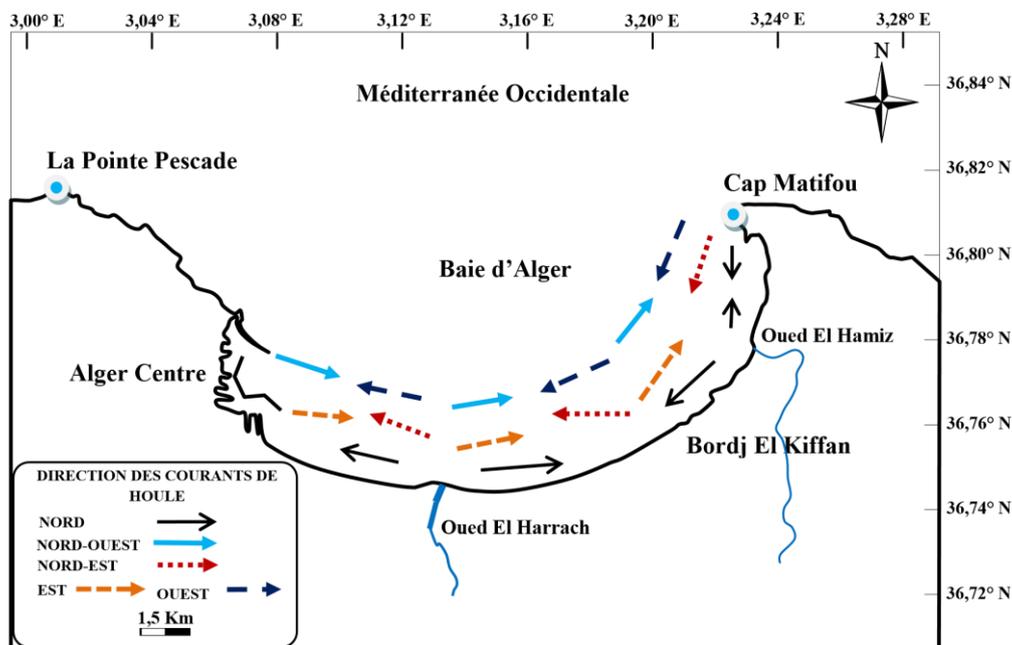
En été, la houle de direction N.N.E. se caractérise par une période moyenne plus faible de 6 à 7 secondes et des amplitudes moins élevées de 0,5 à 1 m. 50 % de ces houles ont une période de 6 à 9 secondes et n'atteignent que très rarement 3 m d'amplitude.

#### ➤ 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 Aichiou et Echchatabi, 2006).

La dérive littorale est présente lorsque la houle atteint la côte avec une certaine obliquité (Fig. 22). 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).



**Figure 22:** Schéma synthétique de la dynamique littorale dans la baie d'Alger (Belkessa, 2005, modifiée).

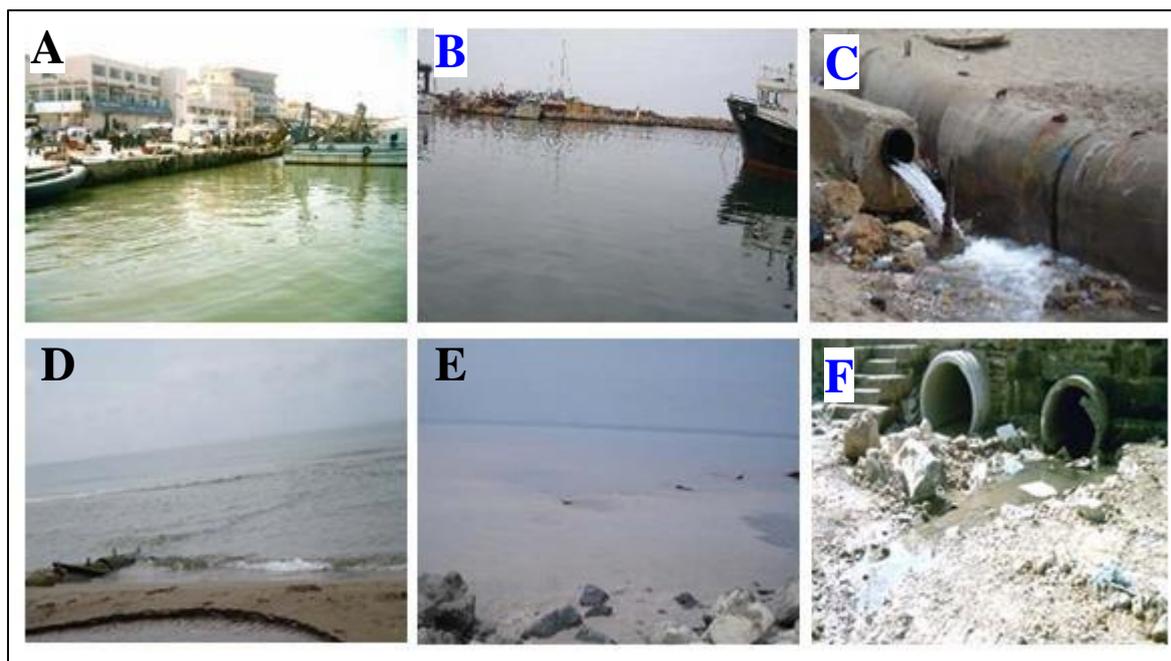
### III.1.4. Sources de pollution affectant la baie d'Alger

Une population humaine de plus de 4,3 millions d'habitants dans la métropole d'Alger est la source de différentes perturbations anthropiques de la baie d'Alger. Ces perturbations sont représentées en près de 1000 entreprises de domaines d'activités variées distribuées le long de cette baie : métallurgie, pétrochimie, production pharmaceutique, électriques et électroniques, alimentation, production de papier, etc. (PAC, 2005 ; Tab. 16 et Fig. 23).

L'oued El Harrach et l'oued El Hamiz se déversent dans la baie d'Alger. Seulement 8 % des eaux usées domestiques et industrielles de la ville d'Alger sont traitées, elles sont drainées par l'oued El Harrach avec ce très faible taux de traitement 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).

**Tableau 16:** Quelques activités polluantes en baie d'Alger (PAC, 2005)

| Zone industrielle  | Unité industrielle                     | Nature de l'activité                                 |
|--------------------|--|--|
| Port d'Alger       | COGRAL Filiale ENCG<br>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<br>Harrach | Parfumerie et<br>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<br>de plomb |
|                    | SIAD                                   | Production de détergents                             |
|                    | Complexe de levure<br>ERIAD            | Production de levure                                 |
|                    | ENAP                                   | Peinture, vernis, diluants et colles                 |
|                    | Arômes d'Algérie                       | Émulsion 10 t, Essences 3 t/an, Arômes 2<br>t/an     |



**Figure 23:** (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)

Le port d'Alger est soumis à une forte pression de pollution dont l'influence est étalée dans l'espace et le temps (permanente). Cette pollution se manifeste à travers les activités portuaires, la réception d'un grand nombre d'égouts (24 égouts) qui drainent les eaux usées de la ville d'Alger et les pollutions ponctuelles très localisées qui sont engendrées par les navires en rade dans la baie (APPL, 2010). L'écosystème marin et les régions côtières précieuses sont menacés voir détruits par les activités des stations de dessalement d'eau de mer en raison du développement de saumures (Lounis et Belhadjaissa, 2005).

A cela, s'ajoute le secteur de Hussein-Dey qui influence fortement la qualité du milieu marin de la baie à travers des apports des émissaires (APPL, 2010). Suite à un état grave de pollution qui a touché l'écosystème marin et qui a fait diminuer de 14% les espèces de grand intérêt écologique, la baignade a été interdite au niveau de 46 plages dans la baie en 2004 (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). « Un descriptif détaillé des activités générant des métaux toxiques dans la baie d'Alger sont présentées en annexe 4. »

## III.2. Le golfe de Bejaia

### III.2.1. Position géographique

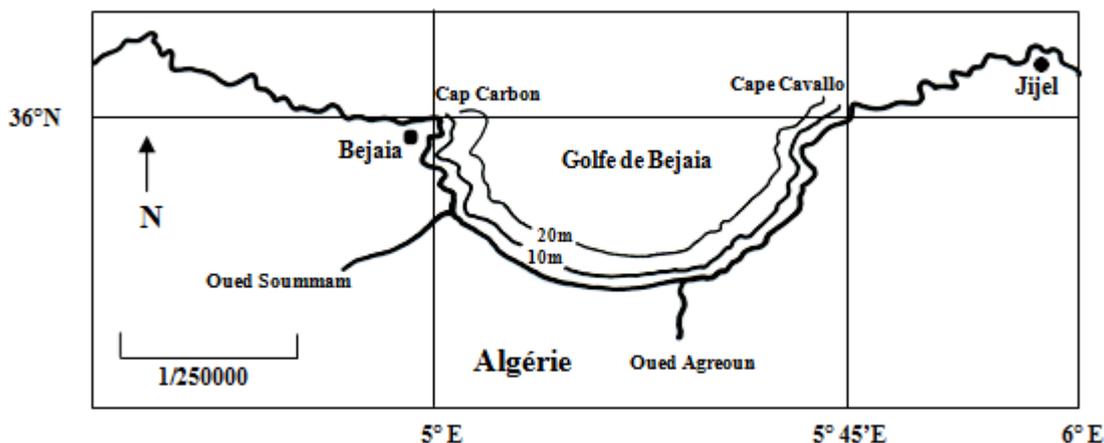
Bejaïa est située à environ 250 km à l'Est d'Alger, avec une superficie de 3261.26 km<sup>2</sup>, elle compte une façade maritime d'environ 100 km située entre les limites géographiques du

découpage administratif de la wilaya de Tizi-ouzou à l'ouest et de la wilaya de Jijel à l'Est. Elle renferme un golfe qui présente la forme d'un croissant ouvert vers le Nord au cœur de la Méditerranée, limité à l'Est par le cap Aouana (ex-cavallo), à l'Ouest et au Nord par le mont de Gouraya et ses prolongements sont les caps Carbon et Bouak, mais la rade proprement dite s'étend du cap Bouak à l'embouchure de la Soummam (Milla, 1998).

### III.2.2. La zone de pêche

La surface de la zone de pêche est de 934 km<sup>2</sup>, et la zone exploitée par les pêcheurs, se situe entre le cap Carbon à l'Ouest et la pointe de Aouana (ex-cavallo) à l'Est dont les zones chalutables ont un caractère multi spécifique entre le cap carbon et le cap Sigli (036°47'17" Nord, 05°36'00" Est à 036°49'20" Nord, 005°41'36" Est) (DPRH, 2015).

Le golfe de Bejaia est une importante échancrure délimitée par les falaises jurassiques du cap Bouak à l'Ouest et le massif volcanique miocène d'El- Aouana (ex-Cavallo) à l'Est (Fig. 24). Ce golfe se singularise par sa morphologie très particulière avec un plateau peu étendu, et un glacis continental festonné par d'imposants « cirques » (Cap Aokas, Béni- Segoual) d'où partent des vallées sous-marines et un littoral sablonneux (dunes) qui ourle le pied des falaises (Leclaire, 1972).



**Figure 24:** localisation du Golfe de Bejaia

La profondeur maximale du golfe est d'environ 1000 m avec une largeur moyenne de 1,5 km. Au niveau du port, entre l'isobathe -10 à -70 m, on a un fond de boues et de vases calcaires-argileuses qu'on retrouve face à l'oued Soummam entre l'isobathe -50 m et la rupture du plateau continental. Entre le petit canyon et l'oued Djemaa et entre les isobathes -30 m et -50 m, on retrouve une mince bande de vase silico-calcaire. Dans la partie la plus large du plateau continental, entre Bejaia plage et l'embouchure de l'oued Djemàa de la côte vers l'isobathe –

30m, on trouve du sable et du sablon siliceux sous forme d'une bande qui rétrécit à partir de l'oued Zitoun jusqu'à Ziama Mansouria (Nait saidi et Teghanemt, 1991).

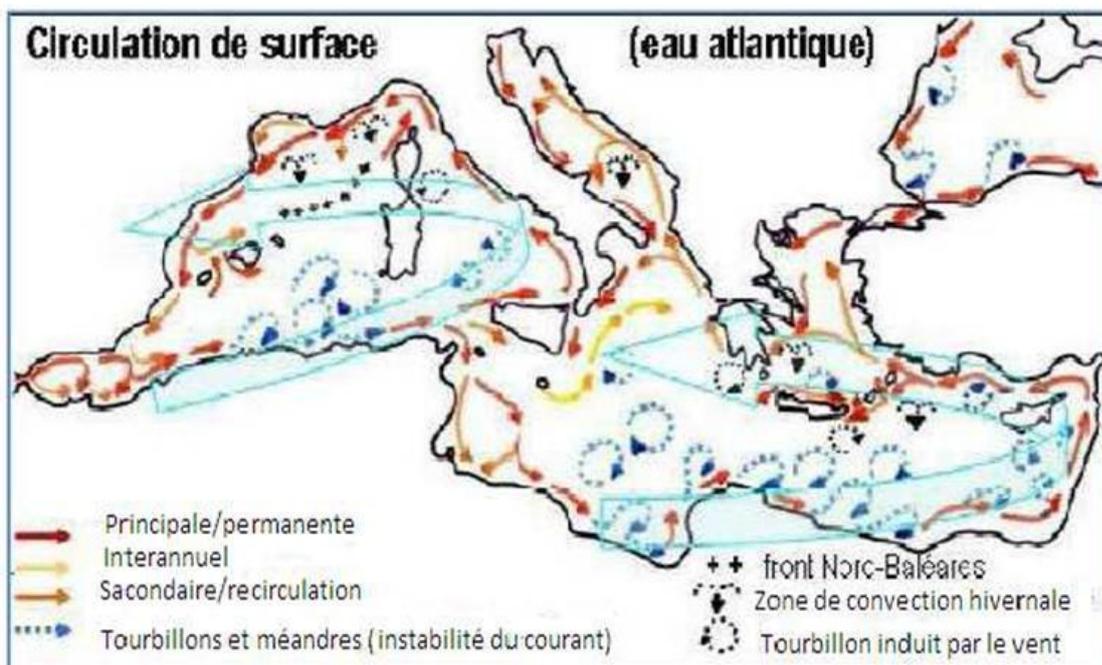
D'après les travaux de la campagne *Thalassa* (1982) et *Ichty Joamy* (1982), entre le littoral et l'isobathe 200 m, deux faciès dominant :

- Les sables et les sablons siliceux sur les bandes littorales.
- Les boues silico-argileuses entre l'isobathe 40 m et la bordure continentale.

La région de Bejaïa est traversée par plusieurs Oueds drainant les eaux de ruissellement. Les plus importants sont ; Oued Soummam (90 km), Oued Djemaa (46 km), Oued Agrioun (80 km) et Oued Zitoun (30 km) et le fait que cette région côtière et assez arrosée avec une pluviométrie moyenne de 900 mm/an, la température et la salinité ont des valeurs particulièrement basses, la première varie entre 18,5 à 19°C et la seconde ne dépasse jamais 36,55 ‰.

### III.2.3. Facteurs hydrodynamiques

Le phénomène de « flot de fond » est le transport des matériaux du large vers la côte par la houle en fonction de son amplitude, sa longueur d'onde, l'épaisseur de la tranche d'eau et la nature du fond. En revanche, un retour des eaux « underlow » engendre un courant de compensation qui repousse les particules mises en suspension vers le large (Nait saidi et Teghanemt, 1991). Des houles de tempête qui peuvent atteindre 3 m d'hauteur sont créées par des vents d'Ouest en hiver, automne et au printemps. Ces houles par contre suivent la direction Est et Nord (Fig. 25) et sont toujours dominants pendant la période estivale (Millot, 1999).



**Figure 25:** la circulation de l'eau d'origine atlantique (Millot et Taupier-Letage, 2005).

L'eau atlantique entrant en surface par le détroit de Gibraltar, longe la côte Espagnole puis la quitte devant « Almira » en direction de la côte Algérienne qu'elle atteindra au niveau d'Oran à l'Ouest. A partir de là, le flux d'eau nommé « courant Algérien » à cause de ses caractéristiques spécifiques, longe la côte algérienne tout en s'en approchant sous l'effet de la force de Coriolis. Ce courant instable, tourbillonne, donne naissance dès 1°-2° à des tourbillons de moyenne échelle (50 km de large) de différents sens ainsi qu'à des phénomènes d'upwelling, le tout dérive vers l'Est ([Millot et Taupier-Letage, 2005](#)).

#### **III.2.4. Le Port de Bejaia**

Le port de Bejaia est positionné à l'attitude 36°45'24" Nord et à la longitude 5°5'50" Est. Il est à vocation multiple, subdivisé comme suit :

- Port pétrolier : Situé à l'avant port à l'Ouest de la baie avec 60 hectares et une profondeur de 10,5 à 13,5 m.
- Port commercial : Situé à l'Est de la baie, il est le plus important du point de vue activité et superficie qui est de 75 hectares avec une profondeur de 8 à 30 m.
- Port de pêche : Situé au milieu des deux précédents. Il est représenté par le mont Abdelkader qui est constitué de deux quais de 120 m linéaires chacun. L'un le protège de la houle, réservé aux chalutiers et grands senneurs, l'autre quai mal protégé, du fait qu'il subit l'action des vents d'Ouest et accueillent les petits métiers et les petits senneurs. Il est d'une superficie de 26 hectares et d'une profondeur de 6,1 à 7,4 m ([DPRH, 2015](#)).

#### **III.2.5. Sources de pollution affectant le golfe de Bejaia**

##### **➤ La pollution domestique**

On compte 18 points de rejets des eaux usées des communes côtières de nature et source différentes (Tab. 17). Ces eaux usées sont rejetées directement dans la mer de la wilaya de Bejaia souvent sans traitement préalable en raison d'absence de stations d'épurations ou à cause de panne ou de dépassement de capacité d'accueil de ces stations ([DEB, 2015](#)). Seulement deux points de rejets sont pris en charge par une station d'épuration. L'oued Soumam marque un point important du fait de sa réception de différents types de rejets.

Tableau 17 : points de rejet dans les communes côtières de la wilaya de Bejaia

| Communes                   | Plages/<br>partie<br>de la côte | Nombre de<br>rejets | Nature/ Source de<br>rejets | Observation                |
|----------------------------|---------------------------------|---------------------|-----------------------------|----------------------------|
| <b>Melbou</b>              | Tassifet el<br>Merssa           | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | Aucun réseau               |
|                            | Plage du lac                    | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | Si la STEP est en<br>panne |
| <b>Souk El<br/>Tennine</b> | Plage<br>Ighilhsein             | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | Aucun réseau               |
|                            | Plage Lota                      | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | Aucun réseau               |
| <b>Aokas</b>               | Oued tablout                    | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | STEP dépassée              |
|                            | Aokas Centre                    | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | Aucun réseau               |
|                            | Oued djemaa                     | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | Refoulement du<br>réseau   |
|                            | Oued zitouna                    | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | Réseau relié au<br>Oued    |
| <b>Tichy</b>               | Cité Ben Said                   | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | Refoulement du<br>réseau   |
|                            | Tichy centre                    | 01                  | Eaux usées<br>domestiques   | Refoulement du<br>réseau   |

|                   |                          |    |                        |                  |
|-------------------|--------------------------|----|------------------------|------------------|
|                   | Tassifet                 | 01 | Eaux usées domestiques | Réseau détérioré |
| <b>Boukhelifa</b> | Oued Afalou              | 01 | Eaux usées domestiques | Aucun réseau     |
|                   | Oued Djoua               | 01 | Eaux usées domestiques | Aucun réseau     |
| <b>Bejaia</b>     | Oued Soumam              | 01 | Tout type de rejet     | Aucun réseau     |
|                   | M'Sid El Bab du côté PNG | 01 | Eaux usées domestiques | Aucun réseau     |
|                   | Boulimat                 | 01 | Eaux usées domestiques | Aucun réseau     |
|                   | Saket                    | 01 | Eaux usées domestiques | Aucun réseau     |
| <b>Toudja</b>     | Oued Mraid               | 01 | Eaux usées domestiques | Aucun réseau     |

➤ **Les décharges**

La décharge sauvage à ciel ouvert à proximité des zones côtières de la wilaya de Bejaia nuit à la qualité du milieu. Les eaux usées de ces décharges sont drainées par lessivage vers la mer via les oueds, principalement par celui de Soumam. Parfois les quantités journalières de décharge de certaines communes sont importantes malgré leur petite superficie (Tab. 18).

**Tableau 18:** Les décharges littorales dans la wilaya de Bejaia (DEB, 2015)

| Localisation      |                | Superficie<br>M <sup>2</sup> | Quantité journalière<br>évacuée T/J |
|-------------------|----------------|------------------------------|-------------------------------------|
| Communes          | Lieux dit      |                              |                                     |
| <b>Bejaia</b>     | Boulimat       | 29000                        | /                                   |
| <b>Tichy</b>      | Boutahar       | 10000                        | 30                                  |
| <b>Boukhelifa</b> | Ighilouberouak | 20000                        | 20                                  |
| <b>Beni-ksila</b> | Bkheldad       | 10000                        | 05                                  |

|                      |             |       |    |
|----------------------|-------------|-------|----|
| <b>Souk El-Tnine</b> | Oued agrion | 10000 | 35 |
| <b>Malbou</b>        | Oued agrion | 10000 | /  |
| <b>Aokas</b>         | Acherite    | 30000 | 12 |

### ➤ L'agriculture

Les superficies agricoles couvrent environ 11141 ha dans les communes côtières de la wilaya de Bejaia, les principales cultures pratiquées dans ces périmètres sont : les céréales, légumes secs, cultures maraîchères, fourrages, agrumes, oliviers, figuiers. Ces cultures emploient des quantités importantes d'engrais azotés et des pesticides qui risquent de contaminer les ressources en eau par voie de lessivage et de ruissellement (DPSB, 2015).

### ➤ Industries

Différentes activités industrielles sont réparties dans la wilaya de Bejaia (95 unités industrielles dont 67 unités privées et 28 unités industrielles du secteur public) (DIPI, 2015) :

- Préfabrication léger et d'aluminium
- Fabrication d'Emballage
- Transformation du bois
- Fabrication des grues et épanduses engins
- Fabrication de Margarine, Sucre, huile, Eau minérale

Plusieurs de ses unités sont à proximité de la mer participant fortement à sa pollution. « Un descriptif détaillé des activités générant des métaux toxiques dans le golfe de Bejaia sont présentées en annexe 5. »

## III.3. La baie de Boumerdes

### III.3.1. Cadre géologique

Notre région d'étude fait partie de l'ensemble géologique de l'Atlas Tellien, zone plissée Alpine de l'Afrique du nord, caractérisée par sa complexité lithologique et structurale.

Du point de vue géologique, le territoire de Boumerdès est constitué de plusieurs structures tectoniques qui se répartissent différemment du Nord au Sud (Fig. 26).

- Au Nord : Dans le massif kabyle, on observe les pointements de roches du socle métamorphique recouvertes de flyschs créacés et paléogènes. D'autre part elles sont recouvertes en discordance stratigraphique par des formations autochtones tertiaires et

quaternaires ; tandis que le flyschs allochtone est surmonté par des terrains néogènes et quaternaires (Chemlal, 1983).

- Au Sud : Dans les limites des sous zones de la chaîne calcaire et des nappes de flyschs

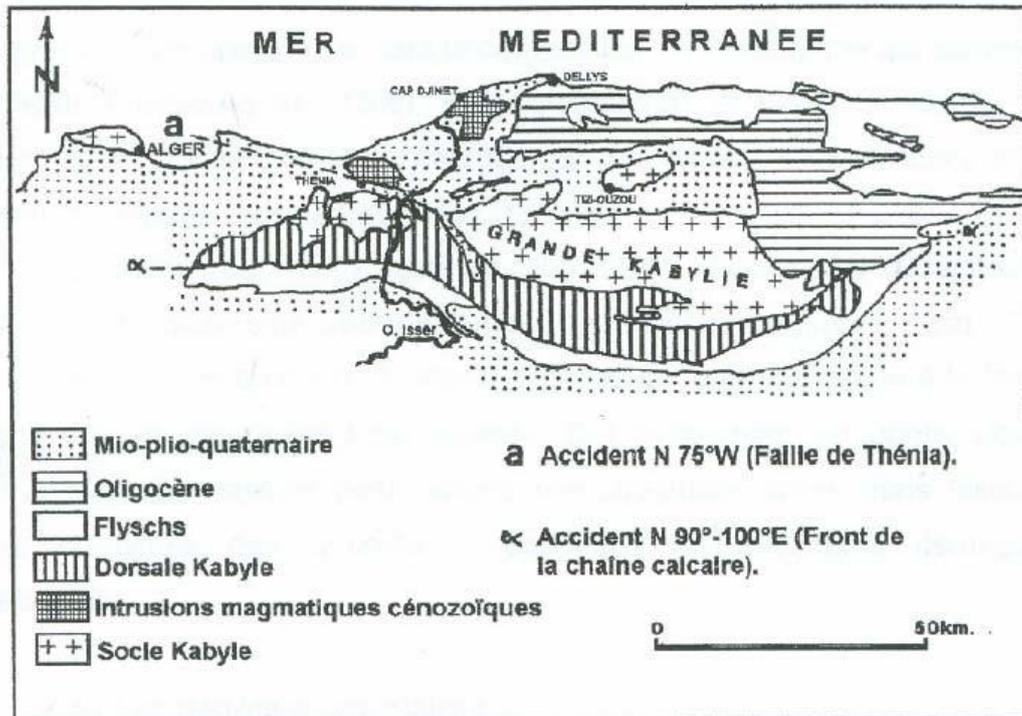


Figure 26 : Cadre structural et géologique de la wilaya de Boumerdès (Tireche, 2006).

### III.3.2. Facteurs hydrodynamiques

#### III.3.2.1. Courant

La Méditerranée reçoit des fleuves qui y débouchent le tiers du volume d'eau qu'elle perd par évaporation (Ahmad, 1972). En conséquence, un courant de surface arrive de l'Océan Atlantique en passant par le détroit de Gibraltar (Fig. 27).

La majeure partie de cette eau circule vers l'Est parallèlement à la côte Nord Africaine mais perd de sa force au fur à mesure qu'elle pénètre plus vers l'Est (Nakhle, 2003).

A partir d'image satellitaire on estime que le courant Algérien est très instable et qu'il génère des tourbillons (50 km de diamètre) se déplaçant le long de la côte d'Ouest en Est (Millot, 1985 ; Benzohra et Millot, 1990).

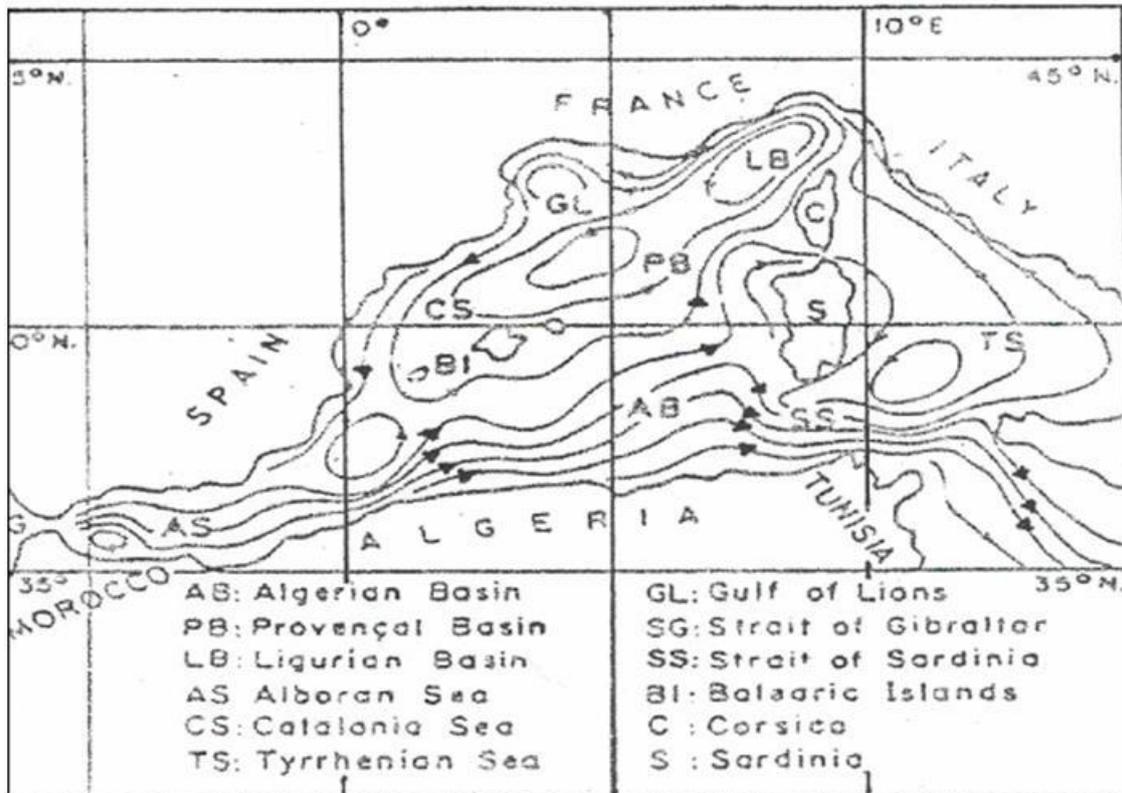


Figure 27 : Carte de la circulation des courants de surface (Orchinikov, 1966).

### III.3.2.2. Les vents

Le vent est le facteur principal de la dispersion des matières en suspension et de la contamination des mers. Le vent pousse cette matière en suspension vers la côte. Le résultat est la formation des zones d'entassement de différents objets d'usage domestique et par conséquent une côte impropre aux loisirs (Nakhle, 2003).

De novembre à avril : les vents dominants proviennent des directions de l'Ouest et du Nord-Ouest, selon une étude statistique de l'US Naval Weather service (Bouhamadouche, 1993) implanté au large d'Alger (station d'observation : 37 °4' lat. N 3 °9' long. E).

En été : ce sont les vents Est et Nord-Est qui soufflent.

Durant toute l'année : les vents du Nord sont plus fréquents.

En moyenne de 20 jours/an : le vent du sud, chaud et sec appelé le sirocco souffle avec une faible intensité en provenance des directions Sud-Est et Sud-Ouest (D.P.A.T, 2004).

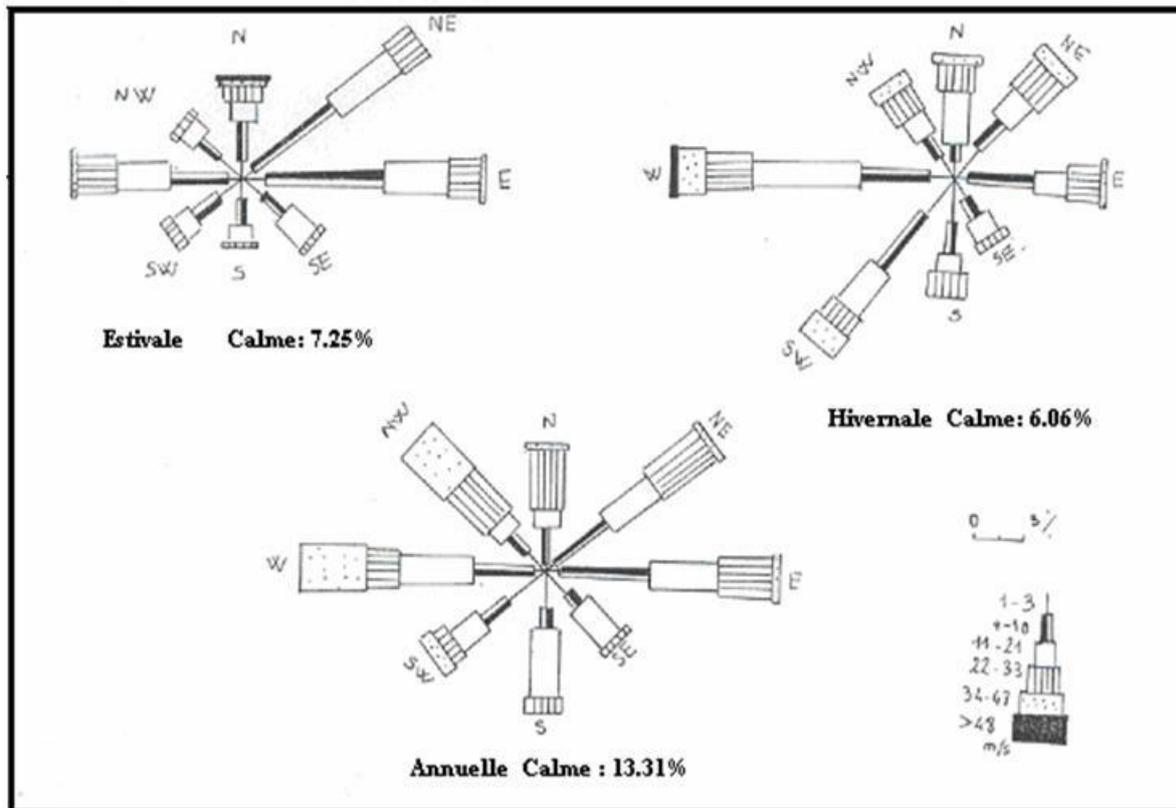


Figure 28 : Rose des vents : semestriels et annuels (Kareb, 1995).

### III.3.2.3. La houle

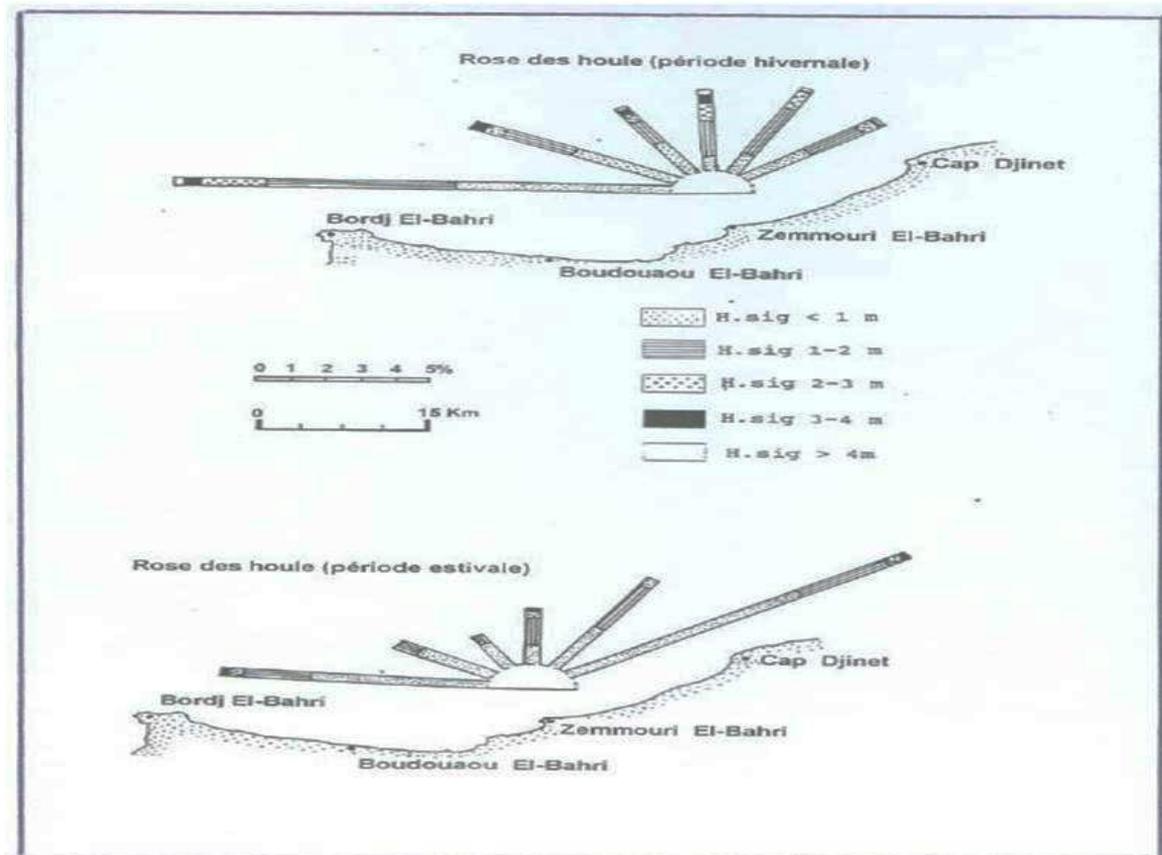
Arrivant au voisinage de la côte, la houle par les mouvements oscillatoires des particules d'eau qu'elle entretient au voisinage du fond met le matériau côtier suffisamment fin en agitation, donc un transport est possible (Dussart, 1992).

L'étude de Benslama (Benslama, 2003) fait ressortir une nette répartition saisonnière des directions de propagation :

\*En période hivernale (Novembre à Février), les directions dominantes sont relevées dans les secteurs d'Ouest à Nord-Ouest.

\*En période estivale (Avril à Septembre) ce sont les houles d'Est et de Nord-Est qui sont de loin les plus fréquentes.

Des observations visuelles effectuées par l'IMRN (Institut Météorologique Royal Néerlandais) dans la région comprise entre 002° et 005° de Longitude et 36°30' et 38° de Latitude Nord ont porté sur une période de 15 ans et comptent plus de 23000 données (Fig. 29) .



**Figure 29:** Roses des houles : Estivale et Hivernale (d'après IMRN).

### III.3.3. Sources de pollution affectant la baie de Boumerdes

#### ➤ Eaux usées urbaines

Il existe dans la wilaya de Boumerdès trois stations d'épuration fonctionnelles qui traitent quelques communes. Le reste des eaux usées urbaines et pluviales ne subissent aucun traitement et vont via le réseau d'assainissement vers les différents cours d'eau.

Le tableau 19 dresse une synthèse de la situation (Tireche, 2006).

**Tableau 19:** Les stations d'épurations de la wilaya de Boumerdès.

| Nom de la station  | Population raccorder (hab.) | Capacité de traitement eq. / hab. | Débit moyen m <sup>3</sup> /j | Procède traitement          | Lieu de rejet | Eau brute    | Eau épurée  | Rmq                                    |
|--|-----------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|---------------|--------------|-------------|--|
| <b>Step Boumerdès</b><br>Boumerdès<br>Corso<br>Tidjelabine | 40000                       | 75000                             | 15000                         | BOUE ACTIVE A FAIBLE CHARGE | OUED TATAREG  | DBO5=270mg/l | DBO5=30mg/l | EN ETAT DE MARCHE DEPUIS JANVIER 2001  |
|  |                             |                                   |                               |                             |               | DCO=330mg/l  | DCO=90mg/l  |  |
|  |                             |                                   |                               |                             |               | MES=350mg/l  | MES=30mg/l  |  |
| <b>Step Zemmouri</b><br>Zemmouri<br>Zaatra                 | 12000                       | 25000                             | 6300                          | BOUE ACTIVE A FAIBLE CHARGE | OUED ARRARA   | DBO5=270mg/l | DBO5=30mg/l | EN ETAT DE MARCHE DEPUIS JUIELLET 2002 |
|  |                             |                                   |                               |                             |               | DCO=330mg/l  | DCO=90mg/l  |  |
|  |                             |                                   |                               |                             |               | MES=350mg/l  | MES=30mg/l  |  |
| <b>Step Thenia</b><br>Thenia                               | 25000                       | 35000                             | 8000                          | BOUE ACTIVE A FAIBLE CHARGE | OUED BOUFROUN | DBO5=270mg/l | DBO5=30mg/l | EN ETAT DE MARCHE DEPUIS JENVIER 2002  |
|  |                             |                                   |                               |                             |               | DCO=330mg/l  | DCO=90mg/l  |  |
|  |                             |                                   |                               |                             |               | MES=350mg/l  | MES=30mg/l  |  |
| <b>Step Baghlia</b><br>Baghlia                             | 7000                        | 3000                              | 15000                         | BOUE ACTIVE A FAIBLE CHARGE | OUED SEBAOU)  | DBO5=270mg/l | DBO5=30mg/l | EN ARRET DEPUIS 1987                   |
|  |                             |                                   |                               |                             |               | DCO=330mg/l  | DCO=90mg/l  |  |
|  |                             |                                   |                               |                             |               | MES=350mg/l  | MES=30mg/l  |  |

### ➤ Agriculture

La wilaya de Boumerdès est à vocation agricole avec une superficie agricole totale de 99954 ha ([Rapport de la wilaya de Boumerdès, 2004](#)), et est caractérisée par de différentes spéculations. Les cultures maraîchères occupent une place importante, mais il y a aussi les céréales, les fourrages, l'arboriculture, la viticulture, les cultures industrielles et un vaste domaine forestier.

La pratique de l'élevage est aussi répandue : bovins, ovins, caprins, l'aviculture, l'apiculture et l'oléiculture ([Fekiri, 2000](#)).

**Tableau 20:** Superficie des périmètres agricoles littoraux ([Larid, 1997](#))

| Périmètres agricoles | Superficie (Ha.) |
|----------------------|------------------|
| Vallée du Sébaou     | 11645            |
| Vallée du bas Isser  | 10000            |

### ➤ Industrie

L'industrie dans la wilaya de Boumerdès est constituée majoritairement par de petites entreprises employant moins de 10 personnes. Elles sont approximativement au nombre de 146, localisées principalement dans le tissu urbain.

En 2004 on comptait 129 installations classées (employant plus de 10 personnes) appartenant à sept (7) groupes de production (Tab. 21) ([Tireche, 2006](#)).

### ➤ Emission de gaz

Les établissements industriels libèrent les principaux polluants de l'air comme les particules, le plomb, le CO<sub>2</sub>, les SO<sub>x</sub>, et les NO<sub>x</sub>, et les gaz à effet de serre comme le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub>.

Il n'y a pas eu d'études pour déterminer la contribution de chaque branche industrielle dans ces émissions, à savoir que les secteurs contribuant le plus à cette pollution atmosphérique sont potentiellement : les cimenteries, les centrales thermiques, les usines de fertilisants ...etc. Le tableau 22 fournit une idée sur la qualité des émissions de ces gaz, pour la centrale électrique de Cap-djenet en 1995 ([Rapport sur l'état et l'avenir de l'environnement, 2000](#)).

**Tableau 22:** Charge émise en tonnes par la centrale électrique de Cap Djenet.

| Gaz émis               | N O <sub>x</sub> | CO  | COV | SO <sub>2</sub> | VOLUME GAZ<br>NM <sup>3</sup> |
|------------------------|------------------|-----|-----|-----------------|-------------------------------|
| CENTRALE<br>CAP DJENET | 5262             | 383 | 17  | 6               | 598. 10 <sup>6</sup>          |

Tableau 21: Répartition des industries par branche et par commune

| Commune                                | Boumerdès | Boudouaou | Bordj<br>Menaiel | Isser | Thenia | Kemis El<br>Khechna | Dellys | Baghlia | Naceria | Total | Pourcentage<br>% |
|--|-----------|-----------|------------------|-------|--------|---------------------|--------|---------|---------|-------|------------------|
| Branche ind.                           |           |           |                  |       |        |                     |        |         |         |       |                  |
| AGROALIMENTAIRE<br>ET BOISSONS         | 4         | 12        | 8                | 3     | 6      | 12                  | 3      | 7       | 3       | 58    | 21.09            |
| METALLIQUES<br>MECANIQUE<br>ENERGIE ET | 5         | 3         | 4                | 2     | 1      | 6                   | 1      | 3       | 1       | 26    | 9.45             |
| CHIMIQUE<br>PHARMACEUTIQUE ET          | 2         | 5         | 3                | -     | 1      | 7                   | 2      | 1       | -       | 21    | 7.63             |
| TEXTILE ET TRANS.<br>DU CUIR           | 3         | 2         | 4                | 3     | 2      | 5                   | 1      | -       | 3       | 23    | 8.36             |
| MINES ET MAT. DE<br>CONSTRUCTION       | 5         | 8         | 4                | 3     | 7      | -                   | 1      | 1       | -       | 29    | 10.54            |
| TRANS. BOIS                            | 1         | 7         | 16               | 8     | 3      | 4                   | 5      | 7       | 2       | 53    | 19.27            |
| DIVERS                                 | 4         | 15        | 14               | 8     | 5      | 7                   | 5      | 5       | 2       | 65    | 23.63            |
| TOTAL                                  | 24        | 52        | 53               | 27    | 25     | 41                  | 18     | 24      | 11      | 275   | 100              |
| POURCENTAGE %                          | 8.72      | 18.90     | 19.27            | 9.81  | 9.09   | 14.90               | 6.54   | 8.72    | 4.00    | 100   |                  |

A cela s'ajoute la combustion des déchets urbains brûlés à l'air libre par des feux sur la base des estimations de l'ONS, relatives au nombre d'habitants dans les zones urbaines en 1995. Les émissions de polluants dus à la combustion de déchets ménagers ont été estimées et reprises sur le tableau 23 (Tireche, 2006).

**Tableau 23 :** Estimation de la charge (tonnes) de pollution en 1995 due à la combustion de déchets urbains.

| Gaz émis  | NO <sub>x</sub> | CO  | COV NM | SO <sub>2</sub> |
|-----------|-----------------|-----|--------|-----------------|
| Quantités | 33              | 464 | 238    | 5,5             |

#### ➤ Déchets solides et spéciaux

L'évolution qu'a connue la wilaya notamment en matière d'urbanisation, mode de vie et de consommation, s'est répercutée sur la production des déchets solides qui est estimée quotidiennement à 387 tonnes avec un ratio de 0.6 kg/jour/hab (Rapport de la wilaya de Boumerdès, 2004).

La quantité des déchets hospitaliers générée quotidiennement est estimée à 1,1 tonne.

A titre indicatif une estimation par types de déchets urbains (tonnes / jours) à été réaliser en 1997 (Tab. 24) (Larid *et al.*, 1998).

**Tableau 24:** Répartition des déchets en tonnes par jour et par type.

| Wilaya    | Matière organique | Textile | contaminants métalliques | Papier | Verre | Plastique |
|-----------|-------------------|---------|--------------------------|--------|-------|-----------|
| Boumerdès | 115.5             | 8.62    | 6.89                     | 25.8   | 3.5   | 8.62      |

Il est difficile de donner une estimation fiable de la quantité de déchets solides produits par les établissements industriels dans la wilaya, à cause de l'absence d'études statistiques sur le sujet. Les produits non dangereux comme les déchets liés à la construction, sont considérables. Suite au séisme du 21-05-2003, les déchets inertes sont évalués à deux millions cinq cents milles mètres cubes. « Un descriptif détaillé des activités générant des métaux toxiques dans la baie de Boumerdes sont présentées en annexe 6. »

# *Matériel et Méthodes*

#### IV.1. Méthode d'échantillonnage

Lors de ce travail, nous avons choisi *Sardina pilchardus* et *Mullus barbatus barbatus*, espèces à grande valeur économique constituant la plus grande part des captures marines. La sardine est l'espèce la plus importante en termes d'intérêt commercial et de biomasse (Pinnegar *et al.*, 2003). Sa présence est nécessaire pour maintenir l'équilibre des écosystèmes (Smith *et al.*, 2011). Le rouget barbet de vase est une espèce fortement exploitée sur le littoral méditerranéen et de ce fait recommandé parmi les espèces prioritaires pour les études d'évaluation en Méditerranée (FAOCGPM, 2002).

Les spécimens de *Sardina pilchardus* (n = 872) et *Mullus barbatus barbatus* (n = 424) dans les trois sites d'étude nous ont été fournis par les pêcheurs des embarcations de pêche de petit métier (pêche côtière) par le biais du filet de senne pour la sardine et du filet trémail pour le rouget barbet de vase (Tab. 25). D'octobre 2017 à septembre 2018, nous avons effectué un échantillonnage à titre mensuel au port d'Alger et à titre saisonnier dans les ports de Bejaia et Dellys (baie de Boumerdes). Les échantillons ont été transportés au laboratoire dans une glacière à 4°C.

**Tableau 25:** Caractéristiques générales du matériel biologique.

| Sites        | Saison       | L'espèce                  | Date de l'échantillonnage       | N Total /SITE                   |            |  |
|--------------|--------------|---------------------------|---------------------------------|---------------------------------|------------|--|
| Alger        | Automne 2017 | <i>Sardina pilchardus</i> | 31/10/2017                      |                                 |            |  |
|              |              |                           | 07/11/2017                      |                                 |            |  |
|              |              |                           |                                 | 23                              |            |  |
|              |              |                           | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 31/10/2017                      |            |  |
|              |              |                           |                                 | 07/11/2017                      |            |  |
|              |              |                           |                                 |                                 | 20         |  |
| Total saison |              |                           |                                 | 43                              |            |  |
|              | Hiver        | <i>Sardina pilchardus</i> | 23/12/2017                      |                                 |            |  |
|              |              |                           | 15/01/2018                      |                                 |            |  |
|              |              |                           | 08/02/2018                      |                                 |            |  |
|              |              |                           | 153                             |                                 |            |  |
|              |              |                           |                                 | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 05/12/2017 |  |
|              |              |                           |                                 |                                 | 15/01/2018 |  |
|              | 08/02/2018   |                           |                                 |                                 |            |  |
|              |              |                           |                                 |                                 | 61         |  |
|              | Total saison |                           |                                 |                                 | 214        |  |
|              | Printemps    | <i>Sardina pilchardus</i> | 26/03/2018                      |                                 |            |  |
|              |              |                           | 02/04/2018                      |                                 |            |  |

|                     |              |                                 |            |     |
|---------------------|--------------|---------------------------------|------------|-----|
|                     |              |                                 | 09/05/2018 |     |
|                     |              |                                 |            | 121 |
|                     |              | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 29/03/2018 |     |
|                     |              |                                 | 02/04/2018 |     |
|                     |              |                                 | 09/05/2018 |     |
|                     |              |                                 |            | 75  |
| <b>Total saison</b> |              |                                 |            | 196 |
|                     | Été          | <i>Sardina pilchardus</i>       | 07/06/2018 |     |
|                     |              |                                 | 07/07/2018 |     |
|                     |              |                                 | 01/08/2018 |     |
|                     |              |                                 |            | 170 |
|                     |              | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 09/06/2018 |     |
|                     |              |                                 | 05/07/2018 |     |
|                     |              |                                 | 01/08/2018 |     |
|                     |              |                                 |            | 61  |
| <b>Total saison</b> |              |                                 |            | 231 |
|                     | Automne 2018 | <i>Sardina pilchardus</i>       | 13/09/2018 | 28  |
|                     |              | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 13/09/2018 | 19  |
| <b>Total saison</b> |              |                                 |            | 47  |
| <b>Total Alger</b>  |              |                                 |            | 731 |
| <b>Bejaia</b>       | Hiver        | <i>Sardina pilchardus</i>       | 27/12/2017 | 69  |
|                     |              | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 27/12/2017 | 45  |
| <b>Total saison</b> |              |                                 |            | 114 |
|                     | Printemps    | <i>Sardina pilchardus</i>       | 27/03/2018 | 36  |
|                     |              | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 19/03/2018 | 27  |
| <b>Total saison</b> |              |                                 |            | 63  |
|                     | Été          | <i>Sardina pilchardus</i>       | 23/06/2018 | 60  |
|                     |              | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 23/06/2018 | 22  |
| <b>Total saison</b> |              |                                 |            | 82  |
|                     | Automne      | <i>Sardina pilchardus</i>       | 04/09/2018 | 73  |
|                     |              | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 03/09/2018 | 41  |
| <b>Total saison</b> |              |                                 |            | 114 |
| <b>Total Bejaia</b> |              |                                 |            | 373 |
| <b>Dellys</b>       | Printemps    | <i>Sardina pilchardus</i>       |            | 37  |
|                     |              | <i>Mullus barbatus barbatus</i> |            | 20  |

|                      |         |                                 |            |      |
|----------------------|---------|---------------------------------|------------|------|
| <b>Total saison</b>  |         |                                 |            | 57   |
|                      | Été     | <i>Sardina pilchardus</i>       | 18/06/2018 | 63   |
|                      |         | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 27/06/2018 | 15   |
| <b>Total saison</b>  |         |                                 |            | 78   |
|                      | Automne | <i>Sardina pilchardus</i>       | 14/09/2018 | 39   |
|                      |         | <i>Mullus barbatus barbatus</i> | 14/09/2018 | 18   |
| <b>Total saison</b>  |         |                                 |            | 57   |
| <b>Total Dellys</b>  |         |                                 |            | 192  |
| <b>Total 3 sites</b> |         |                                 |            | 1296 |

#### IV.2. Préparation des échantillons

Dès l'arrivée des échantillons au laboratoire, les poissons sont disposés sur une plaque nettoyée à l'eau bidistillée. Une identification de l'espèce est réalisée (en s'appuyant sur les clés d'identification), car il y a toujours des individus de *Sardinella aurita* et de *Mullus surmuletus* qui se confondent dans l'échantillonnage et qui doivent être éliminés des lots (Fig. 30). « Un modèle d'une fiche de renseignements généraux est présenté en Annexe 1. ».



**Figure 30:** Répartition des individus de *Mullus barbatus barbatus* et *Sardina pilchardus* pour les mesures biométriques.

### IV.2.1. La biométrie des deux espèces de poissons étudiées

Une série de mesures, calculs et observations biométriques est réalisée sur chaque individu et reportée sur la fiche d'échantillonnage et la fiche de renseignements généraux de chaque espèce (annexe). La longueur totale (Lt) est mesurée à l'aide d'un ichtyomètre du bout du museau jusqu'à l'extrémité de la nageoire caudale intacte, le poids total (Pt) et éviscéré (Pe) relevés grâce à une balance à précision aux 1/10 près, le facteur ou coefficient de condition K qui est défini par le rapport entre le poids et la taille du poisson. Il est donné par la formule (Lalèye *et al.*, 1995) :  $K = (W/L^3) \times 100$ . Où W est la masse du poisson (Wt) exprimée en gramme, L est la longueur à la fourche du poisson (Lf) exprimée en centimètre, l'indice hépato-somatique (HSI) :  $HSI = Pf/Pe \times 100$  Avec Pf : poids du foie (g) Pe : poids éviscéré du poisson (g), le sexe et le stade de maturation à l'aide de l'examen macroscopique des ovaires et testicules, les organes et tissus (foie et muscle) destinés à l'analyse des éléments traces métalliques (ETM) sont prélevés dans la cavité abdominale puis pesés. Les individus ont été classés en lots en fonction de leur longueur totale. Un effectif de 7 à 10 individus de sexe confondu (mâles et femelles) pour chaque lot a été choisi. Des lots de trois gammes de tailles ont été réalisés : Gros :  $Lt > 15$  cm ; moyen :  $12 < Lt < 15$  ; petit :  $Lt < 12$  (sardine) et Gros :  $Lt > 16$  cm ; moyen :  $13 < Lt < 16$  ; petit :  $Lt < 13$  (rouget de vase). Les organes et tissus ont été placés dans des récipients stériles pour éviter la contamination puis lyophilisés dans un lyophilisateur (CHRIST Beta 1-8) afin d'arrêter toute transformation chimique ou biologique. Par la suite, les lyophilisats ont été broyés en attendant leur minéralisation. « Un modèle d'une fiche d'échantillonnage est présenté en Annexe 2. ».

### IV.2.2. La dissection

A l'aide de matériel en inox neuf et nettoyé à l'eau bidistillée, la cavité abdominale est ouverte pour le prélèvement du foie et des gonades sans les souiller par le contenu du tube digestif. (Fig. 31). Nous relèverons le poids du foie (Pf) qui est pesé aux 1/10 près. Ainsi que le poids de l'individu total (Pt) et éviscéré (Pe).

Le sexe et stade de maturation sont déterminés par observation macroscopique des gonades et selon des guides pour séparer entre les individus mâles et femelles. (Fig. 32, Fig. 33).

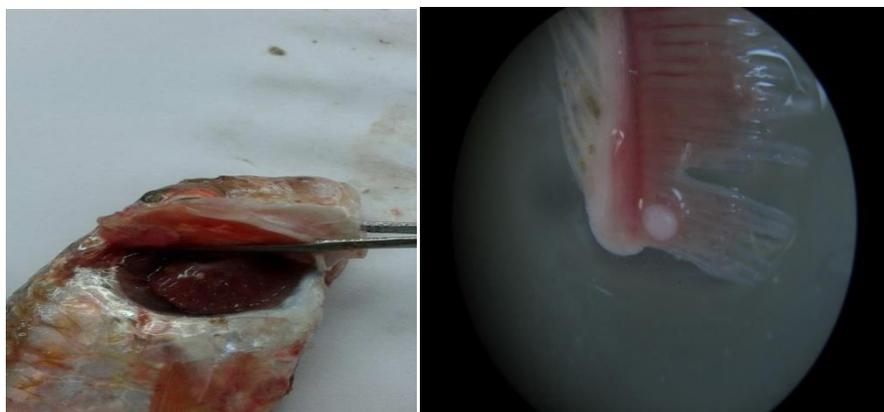


**Figure 31:** Dissection et prélèvement des organes et muscle de *Sardina pilchardus*



**Figure 32:** gonades femelles *S. pilchardus*    **Figure 33:** gonades mâles *M. barbatus barbatus*

Une observation macroscopique des spécimens a été réalisée pour la détection d'anomalies externes. (Fig. 34, Fig. 35).



**Figure 34:** Examen des branchies de *M. barbatus barbatus*



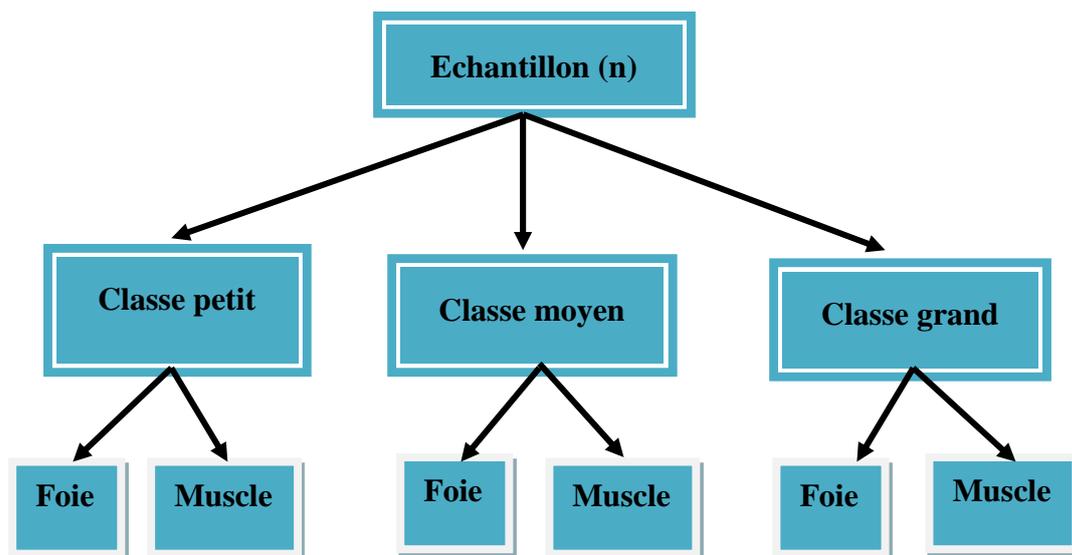
**Figure 35:** Examen des nageoires de *S. pilchardus* et *M. barbatus barbatus*

L'échantillonnage est divisé en lots de trois classes de taille (petit, moyen, grand) en fonction de la longueur (Tab. 26).

**Tableau 26:** Classes de taille de *S. pilchardus* et *M. barbatus barbatus* en fonction de la longueur

| Espèce                      | Classe petit | Classe moyen    | Classe grand |
|-----------------------------|--------------|-----------------|--------------|
| <i>S. pilchardus</i>        | Lt < 12 cm   | 12 < Lt < 15 cm | Lt > 15 cm   |
| <i>M. barbatus barbatus</i> | Lt < 13 cm   | 13 < Lt < 16 cm | Lt > 16 cm   |

Chaque classe de taille de chaque matrice est mise dans des boîtes en plastique stériles puis étiquetés et codés. Ils sont conservés à -20°C en vue de leur minéralisation.



**Figure 36:** Synoptique du protocole d'échantillonnage.

### IV.2.3. La minéralisation

La minéralisation d'un échantillon consiste à éliminer toute matière organique dans le but de rechercher un toxique minéral, (Amiard, 1991). Ce processus vise à :

- ✓ Éliminer toute action perturbatrice de substrat protéique ;
- ✓ Ioniser les contaminants métalliques ;
- ✓ Assurer leur concentration (puisque le métal n'existe qu'à l'état de trace)

La minéralisation a été réalisée au niveau du laboratoire de l'Environnement du Centre de Recherche et de Développement CRD Sonatrach. Les lyophilisats ont été broyés et minéralisés dans des réacteurs en téflon par microonde (SPEEDWAVE TWO V.2.0) (Fig. 37) selon la méthode suivante (Tab. 27) :

**Tableau 27:** Protocole de minéralisation au microonde (SPEEDWAVE TWO V.2.0).

| Méthode    |                                      |   |
|------------|--------------------------------------|---|
| Equipement |                                      |   |
|            | Type                                 | Fabricant   |
|            | Speed wavetwo DAP-60K                | ProduitsBerghof + Instruments GmbH BerghofProduits + Instruments GmbH |
| Réactifs   | Acides                               | Volume  |
|            | HNO <sub>3</sub> (65 %)              | 6.0 mL  |
|            | H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (35 %) | 2.0 mL  |

#### Procédure

Mettre 5,0 mL de l'échantillon dans le récipient de digestion. Ajouter 6,0 mL de HNO<sub>3</sub> et 2,0 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Agiter le mélange soigneusement ou remuer avec un Teflon propre ou une barre de verre. Attendre au moins 10 min avant de fermer le récipient. Chauffer au microonde avec le programme suivant (Tab. 28) :

**Tableau 28:** Principe de fonctionnement du digesteur (SPEEDWAVE TWO V.2.0).

| Programme de température | Étapes | T (C°) | Ta (min) | Temps (min) | Puissance (%)* |
|--------------------------|--------|--------|----------|-------------|----------------|
|                          | 1      | 200    | 5        | 40          | 90             |
|                          | 2      | 50     | 1        | 10          |                |
|                          | 3      |        |          |             |                |
|                          | 4      |        |          |             |                |
|                          | 5      |        |          |             |                |

Remarque : Pour éviter la mousse et les éclaboussures, il faut attendre que les récipients soient refroidis à la température ambiante (environ 20 min). Après, le récipient de digestion est ouvert sous la hotte avec une protection des mains, des yeux et du corps puisqu'une grande quantité de gaz sera produite pendant le processus de digestion. **Le résultat est une Solution Claire.** Cette application est décrite pour 10 échantillons. On Augmente ou diminue la puissance de 10 % par échantillon, lorsqu'on utilise plus ou moins d'échantillon. Le minimum est de 40 % indépendamment du nombre d'échantillons.

**Figure 37: conduite de la minéralisation (SPEEDWAVE TWO V.2.0)**

Les minéralisât ont été transvasés dans des tubes et complétés jusqu'à 50 mL par de l'eau ultra pure (Fig. 38). Cette méthode a été utilisée pour le dosage de tous les éléments. Les tubes sont conservés à basse température en attendant l'analyse par ICP/MS Agilent Série 7700 (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) pour le dosage de Pb, Cd et par NIC Mercury Analyzer (P E - 1) pour le Hg.



**Figure 38:** dilution après minéralisation à l'eau ultra pure.

Chaque série de minéralisation est accompagnée par la minéralisation d'un blanc, constitué de 1 mL de  $\text{HNO}_3$  qui subit les mêmes conditions expérimentales.

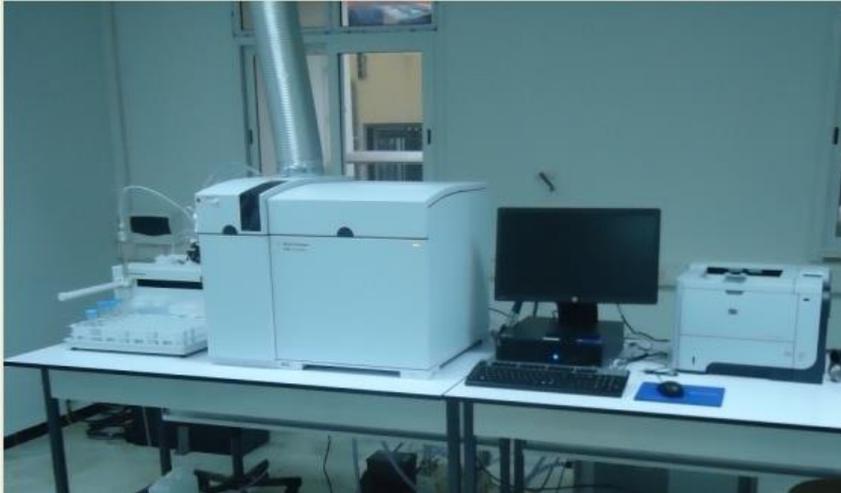
### **IV.3. Dosages des contaminants métalliques**

#### **IV.3.1. Analyse par ICP/MS Agilent Série 7700 (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry)**

Le dosage de Pb, Cd dans les minéralisats des matrices de *Mullus barbatus barbatus* et *Sardina pilchardus* échantillonnés a été réalisé au niveau du laboratoire de Géochimie du Centre de Recherche et de Développement CRD Sonatrach (Fig. 39) à l'aide de l'ICP/MS Agilent Série 7700 (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) et au niveau du laboratoire de Thermodynamique au même centre (Fig. 40) pour le dosage de Hg à l'aide de NIC Mercury Analyzer (P E - 1). L'étalonnage a été réalisé avec une gamme de concentrations relative à celle des échantillons. « Le principe de fonctionnement détaillé de l'ICP-MS est présenté en Annexe 3. ».

#### **IV.3.2. Préparation de la courbe d'étalonnage :**

La préparation des étalons de différentes concentrations (5 ppb, 10 ppb, 20 ppb, 50 ppb ...) se fait par dilution d'une solution intermédiaire. Cette dernière est préparée à l'aide de deux étalons multi élémentaire et d'étalon mono-élément de mercure (Hg) fournis par Agilent.



**Figure 39:** Spectrométrie de masse associée à un plasma d'argon à couplage inductif (ICP-MS)



**Figure 40:** NIC Mercury Analyzer (P E - 1)

#### **IV.4. Analyses biométriques et calcul des indices biologiques.**

##### **IV.4.1. Coefficient de condition (K)**

Le coefficient de condition de Fulton ([Ricker, 1968](#)) renseigne sur la condition physique du poisson. Il traduit les variations de l'état général des poissons en fonction des saisons et, surtout durant la période de ponte. Il peut varier en fonction des saisons, de la taille, de l'âge, de l'état de maturation des gonades et de l'adiposité. D'après ([Layachi, 2007](#)), ce coefficient est étudié dans le but :

- De déterminer la période de ponte et la durée de la maturation sexuelle ;
- De suivre les oscillations de la balance métabolique à travers l'embonpoint des individus. Celui-ci dépend de plusieurs facteurs : alimentation, migration, reproduction, salinité, température...

Il est donné par la formule (Lalèyè *et al.*, 1995) :

$$K = (W/L^3) \times 100$$

W = la masse du poisson (Wt) exprimée en gramme

L = la longueur à la fourche du poisson (Lf) exprimée en centimètre

#### IV.4.2. L'indice hépato-somatique.

Il traduit l'activité hépatique du poisson et permet de suivre l'évolution du cycle de reproduction. Chez les poissons maigres à semi-maigres (rouget, loup, merlan, grondin ...), le métabolisme des lipides subit des modifications importantes traduites par une accumulation et mise en réserve au niveau du foie avant la maturité des gonades, tandis que le muscle reste relativement pauvre en lipides (Lahaye, 1979). En effet, le métabolisme lipidique subit des variations en relation avec le cycle sexuel qui exige, surtout chez les femelles, le transfert de réserves lipidiques vers les gonades. C'est ce qui nous a permis d'étudier l'évolution du rapport hépato-somatique en passant par le foie.

$$HSI = Pf/Pe \times 100$$

Pf : poids du foie (g)

Pe : poids éviscéré du poisson (g)

#### IV.5. Taux d'humidité

La chair de poissons après la lyophilisation piège un certain nombre de particules d'eau dû à la période qui sépare la lyophilisation et l'analyse. Par conséquent, les poids pesés ne sont pas les vrais poids secs, pour cela on passe par le calcul de taux d'humidité afin de pouvoir corriger ces poids et avoir les poids secs réels (AIEA, 2001).

Dans notre étude, nous avons utilisé le dessiccateur allogène de type RADWAG (MA 110.R) pour la lecture du taux d'humidité de nos échantillons (Fig. 41).



**Figure 41:** Calcul du taux d'humidité au dessiccateur allogène (RADWAG MA 110.R)

Nous avons également utilisé la méthode classique pour le calcul du taux d'humidité pour comparer les résultats avec ceux du dessiccateur allogène et les résultats ont été identiques selon la formule suivante (AIEA, 2001) :

$$A\% = ((P1-P2)/P1) \times 100$$

Où :

A : Taux d'humidité (%),

P1 : Poids de la coupelle vide + le poids de l'échantillon dans la coupelle (g),

P2 : Poids de l'échantillon dans la coupelle après 24 heures à 105 °C (g).

A la fin, les poids secs corrigés sont obtenus comme suit (AIEA, 2001) :

$$Pc = P - ((A\%/100) \times P)$$

Où :

Pc : Poids de l'échantillon corrigé (g),

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

A : Taux d'humidité (%).

#### IV.6. Calcul des concentrations finales des contaminants métalliques toxiques

La concentration du métal dans l'organisme est calculée selon la formule suivante (Asso, 1982):

$$Cps = (Cc - Cc_{\text{blanc}}) / Ps * V$$

Où :

Cps : Concentration du métal en poids sec ( $\mu\text{g/g}$  ou  $\text{ng/g}$ ).

Cc : Concentration du métal présent dans l'analyte ( $\mu\text{g/ml}$ ).

Ps : Poids sec corrigé de l'échantillon biologique minéralisé (g).

V : dilution ou le volume de la solution finale après minéralisation (50 mL).

\* Les concentrations par rapport au poids sec (PS) sont converties en concentration par rapport au poids frais (PF) pour comparer les teneurs des contaminants métalliques calculées dans le foie et le muscle des espèces étudiées aux normes (exprimées en PF) selon la formule suivante :

$$[C] \text{ en PF} = [C] \text{ en PS} / (\text{PF/PS})$$

PF/PS correspond à la quantité d'eau qui a été éliminée des échantillons.

#### IV.7. Exactitude des résultats

Afin d'assurer la fiabilité des résultats, plusieurs contrôles de qualité internes (IQC) ont été utilisés. Les données ont été considérées comme valides lorsque tous les critères d'acceptation ont été satisfaits. Les CQI comprenaient l'étalonnage, les blancs et la vérification de la limite de quantification (LQ), les étalons internes, les pointes, les matériaux de référence certifiés (MRC) et les duplicatas ; les résultats étaient acceptables si l'écart-type relatif (RSD)  $\leq 20\%$ , lorsque la valeur moyenne  $\geq 5 \times \text{LQ}$  ou  $\text{RSD} \leq 40\%$ , lorsque la valeur moyenne  $\geq \text{LQ}$  et  $< 5 \times \text{LQ}$  (Tab. 29).

Concernant les courbes d'étalonnage, un coefficient de détermination  $r^2 \geq 0,995$  a été considéré comme acceptable en utilisant 6 points d'étalonnage. Les standards internes ont permis de corriger la dérive instrumentale et de compenser les effets de matrice et leur intervalle de récupération a été fixé à 70-130%. Un étalon moyen a été mesuré après la courbe d'étalonnage, tous les 8 échantillons et à la fin de la séquence afin de suivre la variation de la réponse instrumentale et d'évaluer la dérive d'étalonnage ; c'est seulement lorsque la déviation de l'étalon de contrôle était  $\leq 20\%$  que les résultats étaient acceptés.

**Tableau 29:** Limites de quantification (LOQ) et de détection (LOD) exprimées en  $\text{mg.kg}^{-1}$  de poids humide (ww) pour les éléments déterminés dans les échantillons analysés.

|            | <b>Pb</b> | <b>Cd</b> | <b>Hg</b> |
|------------|-----------|-----------|-----------|
| <b>LOQ</b> | 0.005     | 0.001     | 0.0167    |
| <b>LOD</b> | 0.0025    | 0.0005    | 0.0084    |

Pour chaque lot de 8 échantillons, un blanc de méthode, un matériau de référence certifié ou des échantillons standard dopés sur des échantillons inconnus ont été utilisés pour contrôler la spécificité et la justesse, tandis que des duplicatas ont été utilisés pour contrôler la répétabilité.

De plus, des duplicatas d'échantillons ont été utilisés dans certaines séquences afin de contrôler la répétabilité.

La précision des résultats analytiques a été vérifiée également à travers deux tests d'aptitude interlaboratoires «contaminants métalliques sur eaux propres» réalisés par l'Association Générale Laboratoires d'Analyse Environnement (AGLAE, 2018) sur la base d'une exploitation statistique des résultats.

#### **IV.7.1. Traitement des données**

Le calcul des valeurs assignées au matériau (moyenne  $m$ ) et l'écart-type pour l'évaluation de l'aptitude (écart-type utilisé pour le calcul du z-score) ont été évalués avec une version améliorée de l'algorithme A de la norme ISO 13528.

#### **IV.7.2. Incertitudes et Zeta-Scores**

Le zêta-score caractérise la qualité de notre bilan d'incertitude et notre capacité avec ce bilan à recouvrir la valeur « vraie ». Le z-score caractérise la position de notre laboratoire par rapport aux performances des laboratoires participants. Le calcul de notre incertitude de mesure s'est fait à partir des données d'essais interlaboratoires selon la norme NF ISO 11352 (2013).

#### **IV.7.3. Le classement d'exactitude**

Sous forme d'une « note » (A = satisfaisante, B = discutable, C = non satisfaisante), de l'exactitude de nos résultats par rapport à l'ensemble des autres participants sachant que l'exactitude d'un résultat de mesure est sa justesse (la moyenne) + sa fidélité (son écart-type de répétabilité). Dans le cas de résultats de type « inférieur à la limite de quantification : LQ », l'exactitude du résultat n'est pas évaluée et nous rendons un classement « LQ ».

#### **IV.8. Analyses statistiques des résultats.**

Les résultats de ce travail ont été présentés dans des tableaux sous la forme 'moyenne (écart-type)' pour l'ensemble des variables analysées. Pour tester l'hypothèse de la différence des moyennes entre les modalités des facteurs explicatives, l'analyse de la variance (ANOVA) a été utilisée après une vérification de la distribution normale des variables à expliquer (la teneur en Pb, Cd et Hg) via Shapiro and Wilk's test of normality. Suite à une ANOVA significative ( $P \leq 0,05$ ), une comparaison post-hoc par pair de moyenne a été opérée par l'utilisation de la correction de Bonferroni pour un niveau de signification  $P \leq 0,05$ . Ces traitements statistiques ont été effectués via IBM SPSS 24 software.

## IV.9. Caractérisation du risque

### IV.9.1. Quotient de danger cible

Les quotients de danger cibles (THQ) des éléments mesurés dans cette étude ont été calculés pour évaluer le risque pour la santé et l'exposition liée à la consommation d'organismes marins décrit ci-dessous. Le THQ est le rapport d'un niveau d'exposition d'une seule substance sur une période de temps spécifiée (par exemple subchronique) à une dose de référence (RfD) pour cette substance dérivée d'une exposition similaire période (USEPA, 2000).

Le THQ est calculé selon la formule :  $THQ = [(Efr \times ED \times FIR \times Ci) / (RfDo \times Bw \times ATn)] \times 10^{-3}$

THQ : est le risque associé à un seul élément ;

Efr : est la fréquence d'exposition (fixée à 365 jours / an) ;

ED : est la durée d'exposition (76 ans) équivalente à l'espérance de vie à la naissance ;

FIR : est le taux d'ingestion de poissons en Algérie (12 g / personne / jour) (MADRP, 2018).

Ci : est l'analyte concentration dans l'échantillon ( $\mu\text{g g}^{-1}$  PF) ;

RfDo : est l'oraldose de référence : Cd =  $1 \times 10^{-3} \mu\text{g g}^{-1} \text{ jour}^{-1}$  ; Hg =  $1.6 \times 10^{-4} \mu\text{g g}^{-1} \text{ jour}^{-1}$  ; Pb =  $4 \times 10^{-3} \mu\text{g g}^{-1} \text{ jour}^{-1}$  (USEPA, 2000).

Bw : est le poids corporel moyen (75 kg pour les adultes) (Abbes, 2017).

ATn : est le temps d'exposition moyen pour les non cancérogènes (365 jours / an  $\times$  76 ans).

Une fois ce rapport calculé plusieurs cas de figures peuvent se présenter :

-THQ < 1 indique que l'exposition quotidienne ne cause pas des effets néfastes sur la santé humaine au cours d'une vie,

-THQ  $\geq$  1 indique des effets indésirables possibles

Pour évaluer le risque lié à plusieurs analytes (vérifier les effets des trois contaminants métalliques ensembles)

THQ total (TTHQ) a été calculé en additionnant le THQ pour chaque élément mesuré selon la formule :  $TTHQ = THQ (\text{toxicant1}) + (\text{toxicant 2}) + \dots + (\text{toxicant n})$

### IV.9.2. Apport hebdomadaire estimé

L'exposition des consommateurs au Cd, Pb, Hg a également été estimée en calculant l'apport hebdomadaire estimé selon la formule de Pastorelli *et al.* (2012) :

$$EWI = (C \times Ci) / Bw$$

EWI : est l'apport hebdomadaire estimé ( $\mu\text{g g}^{-1}$  PF semaine<sup>-1</sup>) ;

C : est le taux de consommation hebdomadaire des poissons (84 g semaine<sup>-1</sup>) ; (MADRP, 2018).

$C_i$  : est le niveau de contaminant dans l'aliment ( $\mu\text{g g}^{-1}$  PF) ;  $B_w$  est le poids corporel moyen (75 kg pour les adultes) (Abbes, 2017).

THQ et EWI du Pb, Cd et Hg dans le muscle de nos espèces analysées dans cette étude fournissent une indication du niveau de risque dû à ces contaminants métalliques mais ne servent pas de critère quantitatif, c'est plutôt l'estimation de la probabilité de l'exposition d'une population éprouvant un effet inverse sur la santé (Storelli, 2008).

Notre évaluation du risque par les contaminants métalliques liée à la consommation du muscle de nos espèces d'étude se base sur certaines dispositions applicables à l'EFSA (European Food Safety Security).

Le PTWI « Provisional tolerable weekly intake » est une valeur de référence établie par l'EFSA. FAO/WHO Commission des experts sur les contaminants dans les aliments (JECFA) a établi le PTWI du Pb à 25  $\mu\text{g/kg}$ , le PTWI du Cd à 2,5  $\mu\text{g/kg}$  et le PTWI du Hg à 4  $\mu\text{g/kg}$  (CE, 2000). L'évaluation de l'exposition aux contaminants métalliques a été effectuée grâce à l'EWI.

## *Résultats et Discussion*

**V.1. Résultats de la contamination de *M. barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758)****V.1.1. Niveau de contamination du foie et du muscle de *M. barbatus barbatus***

Les concentrations moyennes des trois contaminants métalliques étudiés (Pb, Cd et Hg) mesurées dans le foie de *M. barbatus barbatus* sont supérieures à celles enregistrées dans le muscle quels que soient le site et le lot de taille de poissons (Tab. 30). Le foie constitue donc le lieu d'accumulation de ces trois contaminants métalliques.

**Tableau 30 :** Variations des concentrations moyennes annuelles du Pb, Cd et Hg (en  $\mu\text{g/g}$  de poids frais) dans le foie et le muscle, ainsi que des paramètres biologiques de *M. barbatus*, dans les trois sites.

| Site              | Taille                                      | Lt (cm)                     | K (%)                         | HSI (%)                     | Pb ( $\mu\text{g/g PF}$ )     |                               | Cd                            |                                    | Hg                            |                               |
|-------------------|---|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
|                   |   |                             |                               |                             | Foie                          | Muscle                        | Foie                          | Muscle                             | Foie                          | Muscle                        |
| Alger<br>(n=223)  | Petite (n=49)<br>(Lt<12cm)                  | 11.4 <sub>a</sub><br>(1.41) | 1.18 <sub>a</sub><br>(0.16)   | 1.33 <sub>a</sub><br>(0.63) | 2.22 <sub>a</sub><br>(0.21)   | 0.32 <sub>a</sub><br>(0.02)   | 1.04 <sub>a,b</sub><br>(0.97) | 0.28 <sub>a,b</sub><br>(0.12)      | 0.25 <sub>a</sub><br>(0.07)   | 0.10 <sub>a</sub><br>(0.07)   |
|                   | Moyenne (n=125)<br>(12cm<Lt<15cm)           | 14.2 <sub>b</sub><br>(0.83) | 1.22 <sub>a,b</sub><br>(0.10) | 1.47 <sub>a</sub><br>(0.76) | 1.66 <sub>a</sub><br>(0.68)   | 0.15 <sub>b</sub><br>(0.10)   | 0.49 <sub>a</sub><br>(0.23)   | 0.41 <sub>a</sub><br>(0.61)        | 0.26 <sub>a</sub><br>(0.19)   | 0.15 <sub>b</sub><br>(0.09)   |
|                   | Grande (n=49)<br>(Lt>15 cm)                 | 17.1 <sub>c</sub><br>(1.40) | 1.26 <sub>b</sub><br>(0.11)   | 2.08 <sub>b</sub><br>(0.53) | 1.83 <sub>a</sub><br>(1.44)   | 0.28 <sub>a</sub><br>(0.19)   | 2.84 <sub>b</sub><br>(6.71)   | 0.16 <sub>b</sub><br>(0.20)        | 0.30 <sub>a</sub><br>(0.18)   | 0.13 <sub>a,b</sub><br>(0.08) |
|                   | <i>Concentrations moyennes /site/organe</i> |                             |                               |                             | <b>1.90</b><br><b>(0.77)</b>  | <b>0.25</b><br><b>(10)</b>    | <b>1.45</b><br><b>(2.63)</b>  | <b>0.28</b><br><b>(0.31)</b>       | <b>0.27</b><br><b>(0.14)</b>  | <b>0.12</b><br><b>(0.08)</b>  |
|                   | Signification de Test statistique (P)       | < 0.001                     | 0.012                         | < 0.001                     | 0.187                         | < 0.001                       | 0.003                         | 0.014                              | 0.388                         | 0.008                         |
| Bejaia<br>(n=144) | Petite (n=64)<br>(Lt<12cm)                  | 11.4 <sub>a</sub><br>(1.41) | 1.18 <sub>a</sub><br>(0.16)   | 1.33 <sub>a</sub><br>(0.63) | 0.41 <sub>a</sub><br>(0.0001) | 0.06 <sub>a</sub><br>(0.0001) | 0.31 <sub>a</sub><br>(0.15)   | <b>0.21</b> <sub>a</sub><br>(0.25) | 0.22 <sub>a</sub><br>(0.18)   | 0.19 <sub>a</sub><br>(0.05)   |
|                   | Moyenne (n=54)<br>(12cm<Lt<15cm)            | 14.2 <sub>b</sub><br>(0.83) | 1.22 <sub>a,b</sub><br>(0.10) | 1.47 <sub>a</sub><br>(0.76) | 0.47 <sub>a</sub><br>(0.29)   | 0.09 <sub>b</sub><br>(0.0001) | 0.51 <sub>a</sub><br>(0.26)   | 0.03 <sub>b</sub><br>(0.02)        | 0.28 <sub>a</sub><br>(0.22)   | 0.20 <sub>a</sub><br>(0.10)   |
|                   | Grande (n=26)<br>(Lt>15 cm)                 | 17.1 <sub>c</sub><br>(1.40) | 1.26 <sub>b</sub><br>(0.11)   | 2.08 <sub>b</sub><br>(0.53) | 1.07 <sub>b</sub><br>(0.45)   | 0.06 <sub>a</sub><br>(0.01)   | 0.49 <sub>a</sub><br>(0.45)   | 0.10 <sub>a,b</sub><br>(0.26)      | 0.33 <sub>a</sub><br>(0.04)   | 0.20 <sub>a</sub><br>(0.05)   |
|                   | <i>Concentrations moyennes /site/organe</i> |                             |                               |                             | <b>0.65</b><br><b>(0.24)</b>  | <b>0.07</b><br><b>(0.003)</b> | <b>0.43</b><br><b>(0.67)</b>  | <b>0.11</b><br><b>(0.17)</b>       | <b>0.27</b><br><b>(0.14)</b>  | <b>0.19</b><br><b>(0.07)</b>  |
|                   | Signification de Test statistique (P)       | < 0.001                     | 0.012                         | < 0.001                     | < 0.001                       | < 0.001                       | 0.061                         | 0.005                              | 0.176                         | 0.808                         |
| Dellys (n=58)     | Petite (n=15)<br>(Lt<12cm)                  | 11.4 <sub>a</sub><br>(1.41) | 1.18 <sub>a</sub><br>(0.16)   | 1.33 <sub>a</sub><br>(0.63) | . <sup>1</sup>                | . <sup>1</sup>                | 0.96 <sub>a</sub><br>(0.0001) | 0.38 <sub>a</sub><br>(0.0001)      | 0.35 <sub>a</sub><br>(0.0001) | 0.21 <sub>a</sub><br>(0.0001) |
|                   | Moyenne (n=29)<br>(12cm<Lt<15cm)            | 14.2 <sub>b</sub>           | 1.22 <sub>a,b</sub>           | 1.47 <sub>a</sub>           | 0.24 <sub>a</sub>             | 0.03 <sub>a</sub>             | 0.70 <sub>a</sub>             | 0.04 <sub>b</sub>                  | 0.14 <sub>b</sub>             | 0.18 <sub>a</sub>             |

|  |  |                             |                             |                             |                              |                              |                              |                               |                               |                              |
|--|--|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
|  |  | (0.83)                      | (0.10)                      | (0.76)                      | (0.14)                       | (0.02)                       | (0.24)                       | (0.05)                        | (0.03)                        | (0.07)                       |
|  | <b>Grande (n=14)<br/>(Lt&gt;15 cm)</b>       | 17.1 <sub>c</sub><br>(1.40) | 1.26 <sub>b</sub><br>(0.11) | 2.08 <sub>b</sub><br>(0.53) | 0.12 <sub>b</sub><br>(0.11)  | 0.03 <sub>a</sub><br>(0.01)  | 0.69 <sub>a</sub><br>(0.34)  | 0.01 <sub>b</sub><br>(0.0001) | 0.23 <sub>c</sub><br>(0.0001) | 0.09 <sub>b</sub><br>(0.10)  |
|  | <b>Concentrations moyennes /site/organe</b>  |                             |                             |                             | <b>0.18</b><br><b>(0.12)</b> | <b>0.03</b><br><b>(0.01)</b> | <b>0.78</b><br><b>(0.27)</b> | <b>0.14</b><br><b>(0.19)</b>  | <b>0.24</b><br><b>(0.10)</b>  | <b>0.16</b><br><b>(0.06)</b> |
|  | <b>Signification de Test statistique (P)</b> | <b>&lt; 0.001</b>           | <b>0.012</b>                | <b>&lt; 0.001</b>           | <b>0.028</b>                 | <b>0.526</b>                 | <b>0.051</b>                 | <b>&lt; 0.001</b>             | <b>&lt; 0.001</b>             | <b>0.002</b>                 |

PF =poids frais

Lt=longueur totale

Pt= poids total

K=Coefficient de condition de Fulton

HSI= Hepato-somatic index

**Remarque** : les valeurs entre parenthèses représentent l'écart type.

Les lettres a, b et c indiquent les différences de concentrations significatives pour la même matrice

### V.1.2. Niveau de contamination de *Mullus barbatus barbatus* en fonction des sites étudiés

#### ➤ Mercure (Hg)

Les concentrations moyennes les plus élevées en Hg dans le muscle de *M. barbatus barbatus* ont été enregistrées dans les baies de **Bejaia** (0.19 µg/g PF) et **Dellys** (0.16 µg/g PF) (Tab. 30). Ces deux sites connaissent une activité industrielle assez importante permettant la dissémination du mercure (Hg) dans l'environnement tout particulièrement dans le milieu marin.

➤ **Plomb (Pb)**

Les concentrations moyennes les plus élevées en Pb dans le foie et le muscle de *Mullus barbatus barbatus* (1.90 µg/g de poids frais et 0.25 µg/g respectivement) ont été enregistrées à **Alger** (Tab. 30).

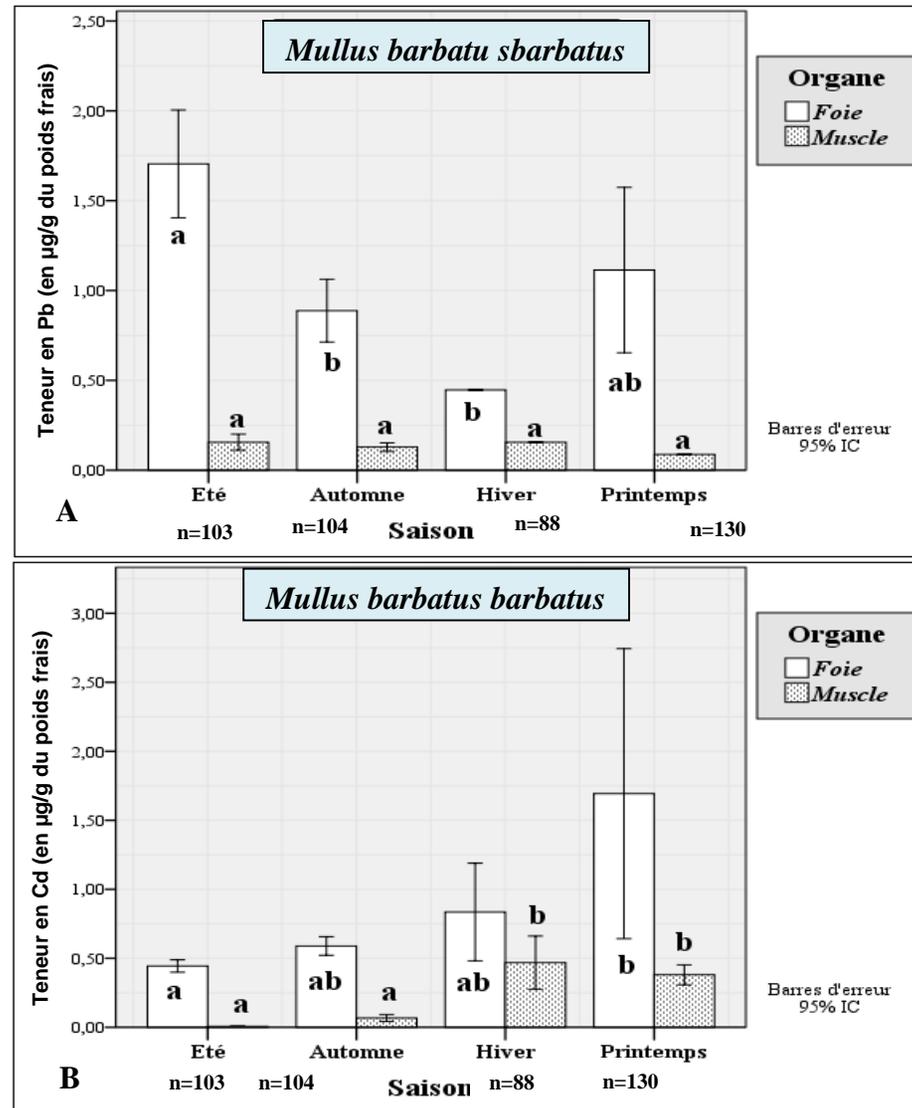
➤ **Cadmium (Cd)**

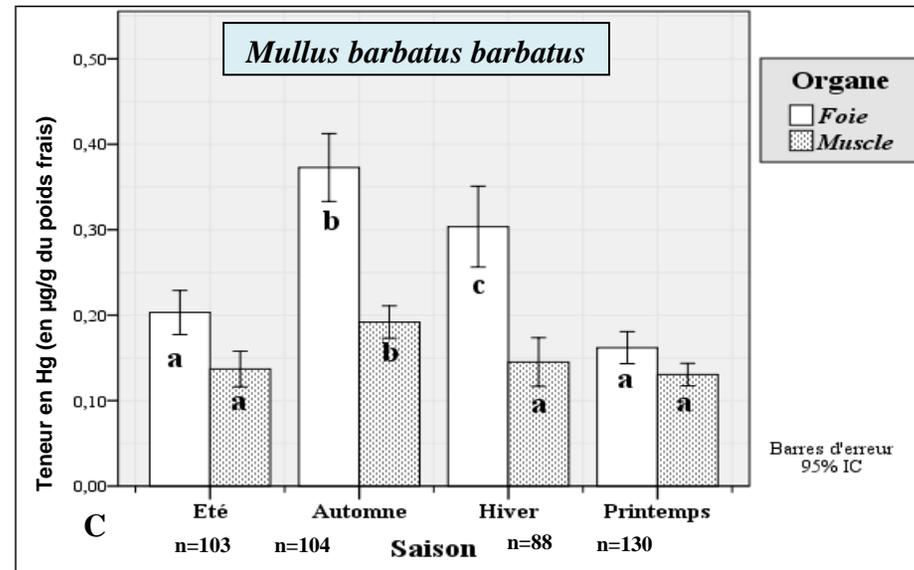
Les concentrations moyennes les plus élevées en Cd dans le foie et le muscle de *M. barbatus barbatus* ont été enregistrées à **Alger** respectivement 1.45 µg/g PF et 0.28 µg/g PF (Tab.30).

Après Alger, les concentrations moyennes du Cd les plus élevées sont attribuées au site de Dellys (0.78 µg/g PF dans le foie).

### V.1.3. Niveau de contamination en fonction des saisons

Les trois contaminants métalliques étudiés (Hg, Pb et Cd) présentent des concentrations plus élevées dans le foie que dans le muscle pour les quatre saisons. Malgré la fluctuation des paramètres de l'environnement, le foie de *M. barbatus barbatus* demeure le siège de stockage et de détoxification de ces trois contaminants métalliques. Les concentrations varient d'une saison à l'autre, les valeurs plus élevées en Pb, Cd et Hg ont été enregistrées respectivement en saison estivale (Fig. 42A), saison printanière (Fig. 42B) et saison automnale (Fig. 42C).





**Figure 42 :** Variation des concentrations moyennes de Pb (A), Cd (B), Hg (C) dans le foie et dans le muscle de *M. Barbatus barbatus* en fonction des saisons. a, b, c: indiquent les différences saisonnières significatives pour la même matrice).

#### V.1.4. Comparaison avec les normes et les travaux réalisés dans le bassin méditerranéen

##### ➤ Mercure (Hg)

Les concentrations de l'Hg dans le muscle et le foie de *M. barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758) ne dépassent pas le seuil de valeur réglementaire (0.5 µg/g PF) (CE, 2008) quel que soit le site d'étude (Tab. 30). Pour les concentrations de l'Hg, les valeurs les plus élevées ont été enregistrées chez *M. barbatus barbatus* du bassin méditerranéen oriental en côtes Turques ( $0.434 \pm 0.0127$  µg/g PF) par Keskin *et al.* (2007) et chez *M. barbatus barbatus* du bassin méditerranéen Nord africain dans la présente étude dans le golfe de Bejaia ( $0.19 \pm 0.06$  µg/g PF). Le bassin méditerranéen occidental présente les valeurs les plus faibles en Hg dans le muscle de *M. barbatus barbatus* (Tab. 31). Les travaux scientifiques réalisés le long du littoral algérien sur les concentrations de l'Hg dans le muscle de quatre espèces de poissons benthiques (Tab. 32), révèlent que Les valeurs les plus élevées en Hg ont été enregistrées à Bejaia dans la présente étude chez *M. barbatus barbatus* (Tab. 32).

##### ➤ Plomb (Pb)

Nos résultats montrent que les concentrations de Pb enregistrées chez *M. barbatus barbatus* dépassent le seuil de valeur réglementaire (0.3 µg/g de poids frais) (CE, 2015) dans le foie des spécimens des trois classes de taille en baie d'Alger et dans le golfe de Béjaia et sont proches normes (0.25 µg/g PF) dans le muscle des petits spécimens en baie d'Alger (Tab. 30). Nos résultats sont en accord avec ceux de Bachouche *et al.* (2017) qui rapportent chez *M. barbatus barbatus* du littoral centre algérien, des concentrations élevées du Pb (0.57 µg/g PF dans le muscle et 17.2 µg/g PF dans le foie). Les concentrations moyennes les plus élevés en Pb ont été enregistrées en Algérie, dans la présente étude en baie d'Alger ( $0.25 \pm 0.10$  µg/g PF) et en côtes oranaises ( $0.189 \pm 0.15$  µg/g PF) par Bensahla-Talet *et al.* (2014) et en côtes Turques ( $0.22 \pm 0.08$  µg/g PF) par Tepe *et al.* (2008). Chez *M. barbatus barbatus* du Bassin méditerranéen occidental, les concentrations du Pb restent faibles ne dépassant pas 0.07 µg/g PF (Tab. 31). Les travaux scientifiques réalisés le long du littoral algérien sur les concentrations du Pb dans le muscle de quatre espèces de poissons benthiques (Tab. 32), révèlent que *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758) et *Merluccius*

*merluccius* (Linnaeus, 1758), sont les espèces sur lesquelles on a enregistré les valeurs les plus élevées en Pb (à Oran, [Ayad, 2010](#) et [Belhoucine, 2012](#)) par rapport à *M. barbatus barbatus* et *Mullus surmuletus* (Linnaeus, 1758).

➤ **Cadmium (Cd)**

Les concentrations de Cd enregistrées dans le foie sont supérieures aux normes chez les spécimens des trois classes de taille de *M. barbatus barbatus* dans les trois sites d'étude et dépassent la valeur réglementaire (0.05 µg/g PF) ([CE, 2014](#)) dans le muscle chez les trois classes de taille en baie d'Alger et chez les petits spécimens dans le golfe de Bejaia et la baie de Dellys (Tab. 30). Nos résultats des concentrations du Cd et corroborent avec les travaux de [Atoui et al. \(2019\)](#) qui rapportent au littoral Est algérien des concentrations élevées de Cd dans la chair de *M. barbatus barbatus* aux zones portuaires de Skikda 2 et Skikda 1 ( $0.76 \pm 0.032$  µg/g de poids sec et  $0.3 \pm 0.016$  µg/g respectivement). Nos résultats sont en accord avec ceux de [Bachouche et al. \(2017\)](#) qui rapportent chez *M. barbatus barbatus* du littoral centre algérien, des concentrations élevées de Cd (0.58 µg/g poids sec dans le muscle et 2.2 µg/g dans le foie). A l'Ouest algérien, [Bentata-Keddar \(2015\)](#) ont trouvé que les concentrations en Cd sont supérieures aux normes européennes, variant dans le muscle de *M. barbatus barbatus* entre 0.034 et 0.098 µg/g poids frais et dans le foie entre 0.023 et 0.097 µg/g PF. Les valeurs les plus élevées du Cd ont été enregistrées respectivement dans le bassin méditerranéen occidental en côtes espagnoles ( $1.24 \pm 0.11$  µg/g PF) par [Martínez-Gómez et al. \(2012\)](#) et le bassin méditerranéen Nord africain dans la présente étude baie d'Alger ( $0.28 \pm 0.33$  µg/g PF). Dans le bassin méditerranéen oriental les concentrations en Cd sont faibles dans le muscle de *M. barbatus barbatus* ne dépassant pas 0.02 µg/g PF (Tab. 31). Les travaux scientifiques réalisés le long du littoral algérien sur les concentrations du Cd dans le muscle de quatre espèces de poissons benthiques (Tab. 32), révèlent que Les valeurs les plus élevées en Cd ont été enregistrées à Alger et Bejaia respectivement dans la présente étude chez *M. barbatus barbatus* (Tab. 32).

**Tableau 31** : Concentrations des trois contaminants métalliques en  $\mu\text{g/g}$  de poids frais dans le muscle de *Mullus barbatus barbatus* en fonction des différentes régions du bassin Méditerranéen

| Site d'étude                       |                           | Pb                                    | Cd                                    | Hg                                   | Référence                           |
|------------------------------------|---------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|
| Bassin méditerranéen occidental    | Espagne(Catalonia)        | 0.002–0.07                            | 0.001–0.01                            | 0.14–0.36                            | Falco <i>et al.</i> (2006)          |
|                                    | Espagne (Valencia)        | < LD                                  | 1.24±0.11                             | 0.093±0.018                          | Martínez-Gómez <i>et al.</i> (2012) |
|                                    | Italie (Sicily)           | <0.06                                 | 0.084±0.069                           | 0.08±0.03                            | Copat <i>et al.</i> (2012)          |
|                                    | Italie (Sicily)           | <LD                                   | 0.126 ± 0.125                         | 0.138 ± 0.107                        | Naccari <i>et al.</i> (2015)        |
| Bassin méditerranéen Oriental      | Egypte                    | 0.02±0.08                             | 0.02±0.08                             | -                                    | Soliman et Mahmoud Nasr (2015)      |
|                                    | Turquie (Marmara Sea)     | 0.035 ±0.0336                         | 0.012 ±0.0054                         | 0.434 ± 0.0127                       | Keskin <i>et al.</i> (2007)         |
|                                    | Turquie (Trabzone)        | 0.22±0.08                             | 0.02±0.00                             | -                                    | Tepe <i>et al.</i> (2008)           |
|                                    | Turquie (Mersin)          | <b>0.16 ± 0.03</b><br>(0.02–0.42)     | <0.0004                               | -                                    | Korkmaz <i>et al.</i> (2017)        |
| Bassin méditerranéen Nord africain | Tunisie                   | 0.04-1.14                             | 0.01-0.38                             | 0.11-0.64                            | Ennouri <i>et al.</i> (2013)        |
|                                    | Oran (arzew)              | 0.189 ± 0.15                          | 0.083 ± 0.054                         | -                                    | Bensahla-Talet <i>et al.</i> (2014) |
|                                    | Oran                      | -                                     | 0.059 ± 0.025                         | -                                    | Bentata-eddar (2015)                |
|                                    | Beni saf (Ain Témouchent) | -                                     | 0.062±0.036                           | -                                    |                                     |
|                                    | <b>Baie d'Alger</b>       | <b>0.25±0.10</b><br><b>0.15-0.32</b>  | <b>0.28±0.31</b><br><b>0.16-0.41</b>  | <b>0.12±0.08</b><br><b>0.10-0.15</b> | <b>Présente étude</b>               |
|                                    | <b>Golfe de Bejaia</b>    | <b>0.07±0.003</b><br><b>0.06-0.09</b> | <b>0.11±0.17</b><br><b>0.03-0.21</b>  | <b>0.19±0.06</b><br><b>0.19-0.20</b> | <b>Présente étude</b>               |
|                                    | <b>Baie de Dellys</b>     | <b>0.03±0.015</b><br><b>0-0.03</b>    | <b>0.14±0.016</b><br><b>0.01-0.38</b> | <b>0.16±0.05</b><br><b>0.09-0.21</b> | <b>Présente étude</b>               |

&lt;LD : Limite de détection de l'appareil

**Tableau 32 :** Concentrations du Pb, Cd et Hg en µg/g de poids frais dans le muscle des espèces de poissons benthiques pêchés le long du littoral algérien.

| Espèces de poisson              | Sites                     | Contaminants métalliques              |                                       |                                      | Auteurs                            |
|---------------------------------|---------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------|
|                                 |                           | Pb                                    | Cd                                    | Hg                                   |                                    |
| <i>Mullus barbatus barbatus</i> | Oran (arzew)              | <b>0.189 ± 0.15</b>                   | 0.083 ± 0.054                         | -                                    | Bensahla-Taletet <i>al.</i> (2014) |
|                                 | Oran                      | -                                     | 0.059 ± 0.025                         | -                                    | Bentata-Keddar (2015)              |
|                                 | Beni saf (Ain Témouchent) | -                                     | 0.062±0.036                           | -                                    |                                    |
|                                 | Baie d'Alger              | <b>0.25±0.10</b><br><b>0.15-0.32</b>  | <b>0.28±0.31</b><br><b>0.16-0.41</b>  | <b>0.12±0.08</b><br><b>0.10-0.15</b> | Présente étude                     |
|                                 | Golfe de Bejaia           | <b>0.07±0.003</b><br><b>0.06-0.09</b> | <b>0.11±0.17</b><br><b>0.03-0.21</b>  | <b>0.19±0.06</b><br><b>0.19-0.20</b> | Présente étude                     |
|                                 | Baie de Dellys            | <b>0.03±0.015</b><br><b>0-0.03</b>    | <b>0.14±0.016</b><br><b>0.01-0.38</b> | <b>0.16±0.05</b><br><b>0.09-0.21</b> | Présente étude                     |
| <i>Merluccius merluccius</i>    | Oran                      | <b>0.29±0.28</b>                      | <b>0.198±0.059</b>                    | -                                    | Belhoucine (2012)                  |
| <i>Mullus surmuletus</i>        | Oran                      | 0.051±0.062                           | 0.021±0.019                           | -                                    | Borsali (2015)                     |
| <i>Diplodus sargus</i>          | Oran                      | <b>0.32</b>                           | 0.114                                 | -                                    | Ayad (2010)                        |
|                                 | Beni Saf (Ain temouchent) | <b>0.20</b>                           | <b>0.203</b>                          | -                                    |                                    |

### V.1.5. Niveau de contamination en fonction de la taille et de la condition de *M. barbatus*

Des différences statistiquement significatives ( $p < 0.05$ ) ont été enregistrées entre les concentrations de l'Hg des trois lots de taille de *M. barbatus barbatus* uniquement au site de Dellys. En effet, les concentrations les plus élevées de l'Hg ont été souvent notées chez les spécimens de petites et moyennes tailles (Tab. 30).

Cependant, le Pb et le Cd contaminent surtout le lot des moyennes et grandes tailles dans le foie de *M. barbatus barbatus* et le lot des petites et moyennes tailles dans le muscle. La comparaison entre les classes de taille révèle des différences statistiquement significatives des concentrations de ces deux contaminants métalliques (Tab. 30).

En baie d'Alger (site pollué par rapport aux deux autres) nous enregistrons les valeurs les plus élevées de K de Fulton ( $K = 1.18-1.26 \%$ ). K de Fulton varie en fonction des classes de taille et ne dépend pas de la concentration des 3 contaminants métalliques étudiés (Tab. 30). En baie d'Alger, nous notons également les valeurs les plus élevées de l'indice hépato-somatique ( $HSI = 2.08 \%$ ) (Tab. 30). L'indice hépato-somatique des spécimens n'est pas affecté par ces polluants.

### V.1.6. Risques sanitaires pour les consommateurs de *M. barbatus barbatus*

Le THQ calculé pour le Pb, le Cd et le Hg dans les trois sites d'étude est  $< 1$  indiquant que les concentrations de ces contaminants métalliques mesurées dans le muscle de *Mullus barbatus barbatus* ne sont pas susceptibles d'entraîner d'effet néfaste sur la santé du consommateur. Le TTHQ a également été calculé pour évaluer les risques liés aux 3 contaminants métalliques considérés ensembles (Cd, Hg et Pb) (Tab. 33). Quant à l'apport hebdomadaire estimé (EWI) de ces 3 contaminants métalliques, les valeurs enregistrées dans les 3 sites d'étude ne dépassent pas le seuil de la dose provisoire hebdomadaire (PTWI) fixée par l'EFSA. Ce qui ne présente pas de risque pour la santé du consommateur. Les apports maximums de Pb ( $EWI = 0.28 \mu\text{g/kg PF}$ ) et de Cd ( $EWI = 0.31 \mu\text{g/kg PF}$ ) ont été enregistrés dans le site le plus pollué (Alger). L'apport maximum de Hg ( $EWI = 0.21 \mu\text{g/kg PF}$ ) a été enregistré dans le deuxième site pollué (Bejaia). Dellys (le site témoin) a enregistré les apports les plus faibles pour l'EWI.

La consommation moyenne de Pb contenu dans le muscle de *M. barbatus barbatus* représente respectivement 11.2 %, 3.12 % et 1.32 % de la PTWI à Alger, Bejaia et Dellys. Celle de Cd contenu dans le muscle de *M. barbatus barbatus* représente respectivement 1.26 %, 0.50 % et 0.64 % de la PTWI à Alger, Bejaia et Dellys. La consommation moyenne de Hg contenu dans le muscle de *M. barbatus barbatus* représente respectivement 3.52 %, 5.47 % et 4.47 % de la PTWI à Alger, Bejaia et Dellys. Le bassin méditerranéen oriental enregistre les valeurs des THQ les plus élevés. Dans deux régions différentes en Turquie, les THQ pour ces contaminants métalliques sont > 1 indiquant un danger sur la santé humaine suite à la consommation de *M. barbatus barbatus* contaminé :  $THQ_{Hg} = 2.98$  à Aliaga (Paziet *et al.*, 2017). Les  $THQ_{Pb}$  et  $THQ_{Cd}$  était < 1, ceci lors d'un échantillonnage qui date de 2009. A Antalya (Yipel et Yarsan, 2014) ont enregistré une élévation des taux des THQ du Pb et du Cd dépassant la limite réglementaire ( $THQ_{Pb} = 2.9$ ,  $THQ_{Cd} = 3.0$ ). Les THQ calculés de Pb, Cd et Hg des bassins Méditerranéens Occidental et Nord Africain (dans la présente étude) sont <1 indiquant que les concentrations de ces contaminants métalliques mesurées dans le muscle de *M. barbatus barbatus* à travers ces études n'ont pas d'effet néfaste sur la santé du consommateur (Tab. 33).

Quant à l'apport hebdomadaire estimé (EWI), seules les valeurs enregistrées dans le Bassin Méditerranéen Oriental qui dépassent le seuil de la dose provisoire hebdomadaire (PTWI) fixée par l'EFSA ( $EWI_{Cd} = 22.8 \mu g \mu g^{-1} PF$ ,  $EWI_{Hg} = 5.7 \mu g \mu g^{-1} PF$ ) (Paziet *et al.*, 2017) (Tab. 33). Ce qui présente un risque sur la santé du consommateur.

**Tableau 33 :** Quotient de danger cible quotient (THQ) et l'apport hebdomadaire estimé (EWI ;  $\mu g \mu g^{-1} PF$ ) lié à la consommation de Cd, Pb et Hg dans le muscle de *M. barbatus barbatus* des différentes régions du bassin Méditerranéen.

| Sites d'étude                   |                   | THQ                |       |                     | EWI     |           |         | Références                             |
|---------------------------------|-------------------|--------------------|-------|---------------------|---------|-----------|---------|--|
|                                 |                   | Pb                 | Cd    | Hg                  | Pb      | Cd        | Hg      |  |
| Bassin méditerranéen occidental | Italie (Catania)  | $8 \times 10^{-6}$ | 0.003 | $33 \times 10^{-6}$ | -       | 0.025     | 0.024   | Copat <i>et al.</i> (2011)             |
|                                 | Italie (S. Agata) | 0.000              | -     | 0.62                | 0.1     | -         | 0.44    | Traina <i>et al.</i> (2018)            |
| Bassin méditerranéen oriental   | Turquie (Antalya) | 2.9                | 3.0   | -                   | -       | -         | -       | (Yipel et Yarsan., 2014)               |
|                                 | Turquie (Aliaga)  | 0.11               | 0.75  | 2.98                | 0.1-3.3 | 0.01-22.8 | 0.3-5.7 | Paziet <i>et al.</i> (2017) Etude 2009 |

|  |                     |         |       |       |       |       |       |                   |
|--|---------------------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|-------------------|
| Bassin<br>méditerranéen<br>Nord africain | Algérie<br>(Alger)  | 0.0037  | 0.017 | 0.047 | 0.28  | 0.317 | 0.141 | Présente<br>étude |
|  | Algérie<br>(Bejaia) | 0.001   | 0.006 | 0.073 | 0.078 | 0.126 | 0.219 | Présente<br>étude |
|  | Algérie<br>(Dellys) | 0.00045 | 0.008 | 0.06  | 0.033 | 0.160 | 0.179 | Présente<br>étude |

## V.2. Résultats de la contamination de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792)

### V.2.1. Niveau de contamination du foie et du muscle de *S. pilchardus*

Les concentrations moyennes des trois contaminants métalliques étudiés (Pb, Cd et Hg) mesurées dans le foie de *Sardina pilchardus* sont supérieures à celles enregistrées dans le muscle quels que soient le site et le lot de taille de poissons (Tab. 34). Par ordre décroissant, le foie de *S. pilchardus* concentre le Cd, le Pb et l'Hg.

**Tableau 34 :** Variations des concentrations moyennes annuelles du Pb, Cd et Hg (en  $\mu\text{g/g}$  de poids frais) dans le foie et le muscle, ainsi que des paramètres biologiques de *Sardina pilchardus*, dans les trois sites.

| Site           | Taille                                | Lt (cm)                     | K (%)                       | HSI (%)                     | Pb ( $\mu\text{g/g PF}$ )     |                               | Cd                            |                                | Hg                            |                               |
|----------------|---------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
|                |                                       |                             |                             |                             | foie                          | muscle                        | foie                          | muscle                         | foie                          | muscle                        |
| Alger (n=495)  | Petite (n=253)<br>(Lt<12cm)           | 11.1 <sub>a</sub><br>(0.65) | 0.78 <sub>a</sub><br>(0.10) | 0.93 <sub>a</sub><br>(0.40) | 0.41 <sub>a</sub><br>(0.17)   | 0.25 <sub>a</sub><br>(0.29)   | 1.53 <sub>a</sub><br>(2.86)   | 0.04 <sub>a</sub><br>(0.06)    | 0.23 <sub>a</sub><br>(0.14)   | 0.11 <sub>a</sub><br>(0.04)   |
|                | Moyenne (n=220)<br>(12cm<Lt<15cm)     | 13.1 <sub>b</sub><br>(0.92) | 0.76 <sub>a</sub><br>(0.08) | 1.15 <sub>b</sub><br>(0.51) | 0.29 <sub>b</sub><br>(0.16)   | 0.21 <sub>a</sub><br>(0.23)   | 0.95 <sub>a</sub><br>(0.54)   | 0.06 <sub>a</sub><br>(0.08)    | 0.29 <sub>a</sub><br>(0.24)   | 0.10 <sub>a</sub><br>(0.04)   |
|                | Grande (n=20)<br>(Lt>15 cm)           | 15.8 <sub>c</sub><br>(0.97) | 0.79 <sub>a</sub><br>(0.03) | 1.49 <sub>c</sub><br>(0.42) | . <sup>1</sup>                | . <sup>1</sup>                | 1.04 <sub>a</sub><br>(0.08)   | 0.31 <sub>b</sub><br>(0.14)    | 0.18 <sub>a</sub><br>(0.03)   | 0.09 <sub>a</sub><br>(0.03)   |
|                | Signification de Test statistique (P) | < 0.001                     | 0.161                       | < 0.001                     | 0.001                         | 0.545                         | 0.155                         | < 0.001                        | 0.043                         | 0.084                         |
| Bejaia (n=238) | Petite (n=148)<br>(Lt<12cm)           | 11.1 <sub>a</sub><br>(0.65) | 0.78 <sub>a</sub><br>(0.10) | 0.93 <sub>a</sub><br>(0.40) | 0.41 <sub>a</sub><br>(0.33)   | 0.09 <sub>a</sub><br>(0.02)   | 0.73 <sub>a</sub><br>(0.42)   | 0.08 <sub>a</sub><br>(0.06)    | 0.14 <sub>a</sub><br>(0.08)   | 0.08 <sub>a</sub><br>(0.03)   |
|                | Moyenne (n=81)<br>(12cm<Lt<15cm)      | 13.1 <sub>b</sub><br>(0.92) | 0.76 <sub>a</sub><br>(0.08) | 1.15 <sub>b</sub><br>(0.51) | 0.35 <sub>a</sub><br>(0.31)   | 0.09 <sub>a</sub><br>(0.0001) | 0.57 <sub>a</sub><br>(0.25)   | 0.01 <sub>b</sub><br>(0.0001)  | 0.16 <sub>a</sub><br>(0.01)   | 0.10 <sub>a</sub><br>(0.02)   |
|                | Grande (n=09)<br>(Lt>15 cm)           | 15.8 <sub>c</sub><br>(0.97) | 0.79 <sub>a</sub><br>(0.03) | 1.49 <sub>c</sub><br>(0.42) | . <sup>1</sup>                | . <sup>1</sup>                | 0.73 <sub>a</sub><br>(0.0001) | 0.04 <sub>ab</sub><br>(0.0001) | 0.32 <sub>b</sub><br>(0.0001) | 0.50 <sub>b</sub><br>(0.0001) |
|                | Signification de Test statistique (P) | < 0.001                     | 0.161                       | < 0.001                     | 0.607                         | 0.843                         | 0.251                         | < 0.001                        | < 0.001                       | < 0.001                       |
| Dellys (n=139) | Petite (n=52)<br>(Lt<12cm)            | 11.1 <sub>a</sub><br>(0.65) | 0.78 <sub>a</sub><br>(0.10) | 0.93 <sub>a</sub><br>(0.40) | 0.05 <sub>a</sub><br>(0.0001) | 0.06 <sub>a</sub><br>(0.0001) | 0.81 <sub>ab</sub><br>(0.55)  | 0.02 <sub>a</sub><br>(0.0001)  | 0.05 <sub>a</sub><br>(0.01)   | 0.06 <sub>a</sub><br>(0.01)   |
|                | Moyenne (n=68)<br>(12cm<Lt<15cm)      | 13.1 <sub>b</sub><br>(0.92) | 0.76 <sub>a</sub><br>(0.08) | 1.15 <sub>b</sub><br>(0.51) | 0.16 <sub>b</sub><br>(0.06)   | 0.03 <sub>b</sub><br>(0.01)   | 0.62 <sub>a</sub><br>(0.36)   | 0.01 <sub>b</sub><br>(0.01)    | 0.14 <sub>b</sub><br>(0.09)   | 0.13 <sub>b</sub><br>(0.08)   |
|                | Grande (n=19)<br>(Lt>15 cm)           | 15.8 <sub>c</sub><br>(0.97) | 0.79 <sub>a</sub><br>(0.03) | 1.49 <sub>c</sub><br>(0.42) | 0.49 <sub>c</sub><br>(0.0001) | 0.01 <sub>c</sub><br>(0.0001) | 1.05 <sub>b</sub><br>(0.58)   | . <sup>1</sup>                 | 0.46 <sub>c</sub><br>(0.10)   | 0.20 <sub>c</sub><br>(0.07)   |
|                | Signification de Test statistique (P) | < 0.001                     | 0.161                       | < 0.001                     | < 0.001                       | < 0.001                       | 0.044                         | 0.032                          | < 0.001                       | < 0.001                       |

PF = poids frais

Lt = longueur totale

Pt = poids total

K = Coefficient de condition de Fulton

HSI = Hepato-somatic index

Remarque : les valeurs entre parenthèses représentent l'écart type.

Les lettres a, b et c indiquent les différences de concentrations significatives pour la même matrice

### V.2.2. Niveau de contamination de *S. pilchardus* en fonction des sites étudiés

#### ➤ Mercure (Hg)

Les concentrations moyennes les plus élevées en Hg chez *Sardina pilchardus* ont été enregistrées dans les baies de **Dellys** (0.46 µg/g PF) et **Bejaia** (0.50 µg/g PF) (Tab. 34). Ces deux sites connaissent une activité industrielle assez importante permettant la dissémination du mercure (Hg) dans l'environnement tout particulièrement dans le milieu marin.

#### ➤ Plomb (Pb)

Les concentrations moyennes les plus élevées en Pb dans le foie de *S. pilchardus* (0.49 µg/g de poids frais) ont été enregistrées à **Dellys** (Tab. 34), en revanche, les concentrations moyennes les plus élevées dans son muscle (0.21-0.31 µg/g PF) ont été enregistrées à **Alger** (Tab. 34).

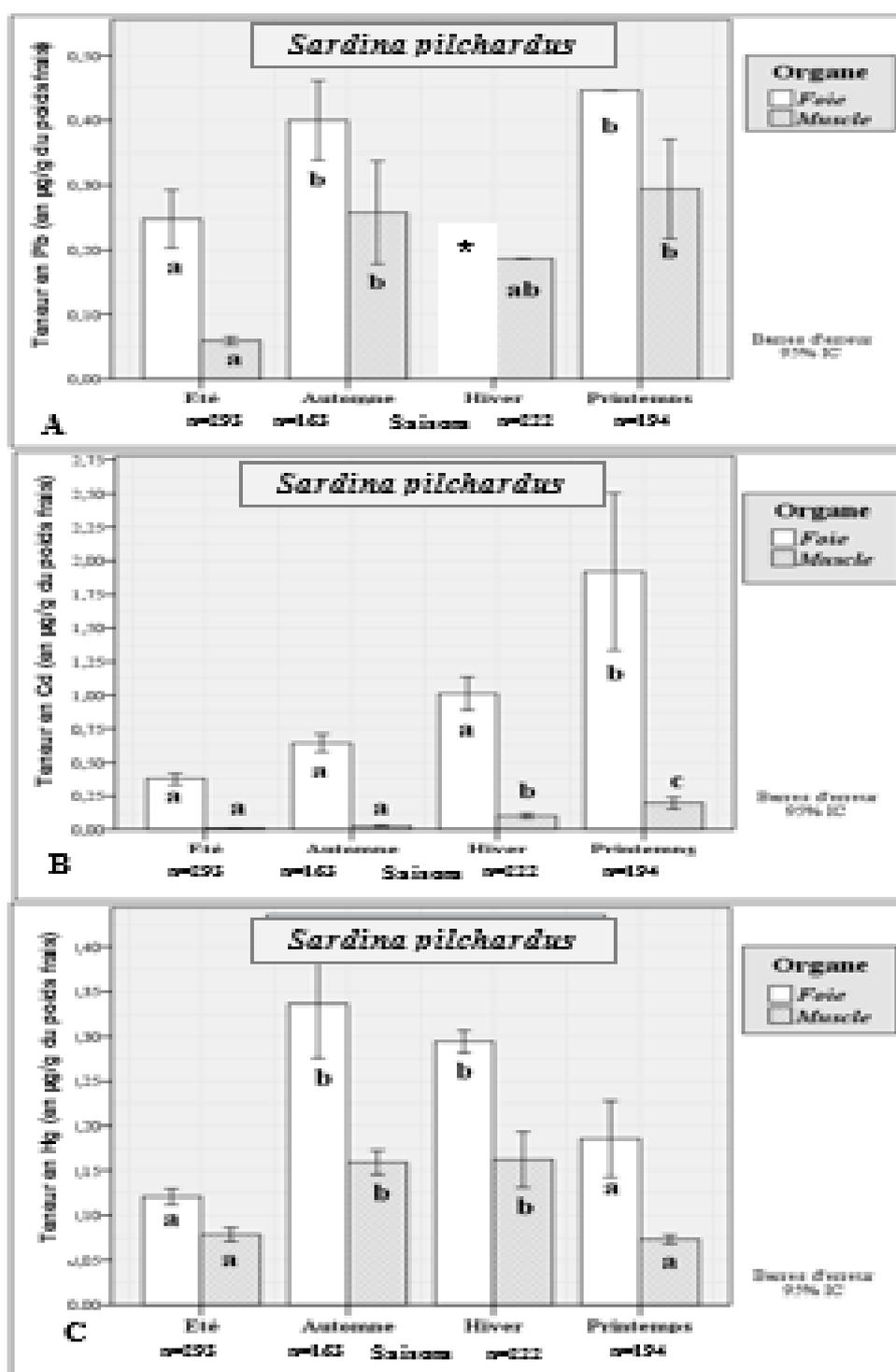
#### ➤ Cadmium (Cd)

Les concentrations moyennes les plus élevées en Cd dans le foie et le muscle de *S. pilchardus* ont été enregistrées à **Alger** respectivement 1.53 µg/g PF et 0.21-0.31 µg/g PF (Tab. 34).

Après Alger, les concentrations moyennes du Cd les plus élevées sont attribuées au site de Dellys (1.05 µg/g PF dans le foie).

### V.2.3. Niveau de contamination en fonction des saisons

Les trois contaminants métalliques étudiés (Hg, Pb et Cd) présentent des concentrations plus élevées dans le foie que dans le muscle pour les quatre saisons. Malgré la fluctuation des paramètres de l'environnement, le foie de *Sardina pilchardus* représente le siège de stockage et de détoxification de ces trois contaminants métalliques. Les concentrations les plus élevées de ces trois contaminants métalliques ont été observées durant l'automne (Hg) et en saison printanière pour le Pb et Cd (Fig. 43A, Fig. 43B, Fig. 43C).



**Figure 43:** Variation des concentrations moyennes de Pb (A), Cd (B), Hg (C) dans le foie et dans le muscle de *Sardina pilchardus* en fonction des saisons. (Les lettres a, b, c indiquent les différences saisonnières significatives pour la même matrice). (\* : Manque d'échantillon)

#### V.2.4. Comparaison avec les normes et les travaux réalisés dans le bassin méditerranéen

##### ➤ Mercure (Hg)

Les concentrations de l'Hg dans le muscle et le foie de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) ne dépassent pas le seuil de valeur réglementaire (0.5 µg/g PF) (CE, 2008) quel que soit le site d'étude (Tab. 34). Pour les concentrations de l'Hg, les valeurs les plus élevées ont été enregistrées chez *S. pilchardus* du bassin méditerranéen occidental en Italie ( $0.31 \pm 0.26$  µg/g PF) par Copat *et al.* (2012) et chez *S. pilchardus* du bassin méditerranéen oriental en Egypte ( $0.72 \pm 0.01$  µg/g) par Ali Shokr *et al.* (2019) (Tab. 35). Le reste des études réalisées dans les autres localités du bassin méditerranéen montrent des valeurs d'Hg inférieures à  $0.287 \pm 0.910$  µg/g PF. Les travaux scientifiques réalisés le long du littoral algérien sur les concentrations de l'Hg dans le muscle de trois espèces de poissons pélagiques (Tab. 36), révèlent que *S. pilchardus*, est l'espèce sur laquelle on a enregistré les valeurs les plus élevées en Hg (dans la présente étude) dans la baie de Bejaia et la baie de Boumerdes (Tab. 36).

##### ➤ Plomb (Pb)

Les résultats de comparaison des concentrations du Pb enregistrées avec les normes européennes montrent que les concentrations de Pb dans le muscle de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) ne dépassent pas le seuil de valeur réglementaire (0.3 µg/g PF) (CE, 2015). Ce n'est pas le cas pour le foie où les concentrations maximales en Pb sont légèrement supérieures aux concentrations maximales enregistrées dans le muscle chez les petits spécimens à Alger et à Bejaia (0.41 µg/g PF) et chez les grands spécimens à Dellys (0.49 µg/g PF) (Tab. 34). Nos résultats des concentrations de Pb dans le muscle de *S. pilchardus* obtenus à Boumerdes (de 0.01 à 0.06 µg/g de poids frais) sont similaires aux travaux de Hamida *et al.* (2018) qui signalent des concentrations de Pb faibles dans le muscle de *S. pilchardus* de la baie de Boumerdes (de 0.021 à 0.055 µg/g de poids frais) ne dépassant pas les valeurs réglementaires. Nos résultats corroborent avec les travaux de Benguendouz (2018) qui rapporte que les valeurs de Pb mesurées dans la chair de *S. pilchardus* de la baie d'Alger ne dépassent pas la norme réglementaire. Les concentrations moyennes les plus élevées en Pb ont été signalées par Ouabdesselam (2017) à Boumerdes

( $0.99 \pm 0.11$   $\mu\text{g/g}$  PF) et [El Morhit et al. \(2012\)](#) au Maroc ( $0.55 \pm 0.03$   $\mu\text{g/g}$  PF) chez *S. pilchardus* du bassin méditerranéen Nord africain, et par [Korkmaz et al. \(2017\)](#) en Turquie ( $0.91 \pm 0.08$   $\mu\text{g/g}$  PF) chez *S. pilchardus* du bassin méditerranéen Oriental. Chez *S. pilchardus* du Bassin méditerranéen occidental, les concentrations du Pb restent faibles ne dépassant pas  $0.05$   $\mu\text{g/g}$  PF (Tab. 35). Les travaux scientifiques réalisés le long du littoral algérien sur les concentrations du Pb dans le muscle de trois espèces de poissons pélagiques (Tab. 36), révèlent que *S. pilchardus*, est l'espèce sur laquelle on a enregistré les valeurs les plus élevées en Pb (à Boumerdes, [Ouabdesselam, 2017](#) et Alger, présente étude) par rapport à *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847) et *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758).

#### ➤ Cadmium (Cd)

Les concentrations maximales du Cd dans le muscle ( $0.31$   $\mu\text{g/g}$  PF à Alger) de *Sardina pilchardus* dépassent légèrement le seuil de valeur réglementaire ( $0.25$   $\mu\text{g/g}$  PF) ([CE, 2014](#)), les concentrations maximales enregistrées dans le foie sont par contre bien supérieures aux normes chez les spécimens des trois classes de taille à Alger, Bejaia et Dellys (avec un maximum de 6 fois la norme chez les petits spécimens à Alger, de presque 3 fois la norme chez les petits et grands spécimens à Bejaia et 4 fois la norme chez les grands spécimens à Dellys) (Tab. 34). Les concentrations du Cd dans le muscle de *S. pilchardus* dépassent légèrement le seuil de valeur réglementaire ( $0.25$   $\mu\text{g/g}$  PF), contrairement aux concentrations enregistrées dans le foie où des valeurs supérieures aux normes ont été notées chez les spécimens des trois classes de taille à Alger et Bejaia et chez les grands spécimens à Dellys. Par ailleurs, certaines concentrations élevées (dépassant des fois les normes préconisées) de ce métal chez *S. pilchardus*, pourrait donner une idée claire sur l'état de la qualité des eaux de nos écosystèmes côtiers (pollués par les contaminants métalliques). Les valeurs les plus élevées en Cd ont été enregistrées respectivement dans le bassin méditerranéen oriental en Turquie ( $0.46 \pm 0.56$   $\mu\text{g/g}$  PF) par [Yabanli \(2013\)](#) et chez *S. pilchardus* du bassin méditerranéen Nord africain à Oran ( $10.99 \pm 3.93$   $\mu\text{g/g}$  PF) par [Merbouh \(1998\)](#) et à Bejaia (présente étude) (Tab. 35). Les travaux scientifiques réalisés le long du littoral algérien sur les concentrations du Cd dans le muscle de trois espèces de poissons pélagiques (Tab. 36), révèlent que *S. pilchardus*, est l'espèce sur laquelle on a enregistré les valeurs les plus élevées en Cd (Oran, [Merbouh, 1998](#) et Alger,

la présente étude) par rapport à *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847) et *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758).

**Tableau 35 :** Comparaison des concentrations des trois contaminants métalliques (en µg/g de poids frais) dans le muscle de *Sardina pilchardus* en fonction des différentes régions du bassin Méditerranéen

| Site d'étude                       |   | Pb (µg/g)<br>moy±et(min-<br>max) | Cd (µg/g)<br>moy±et(min-<br>max) | Hg<br>(µg/g)moy±et(min-<br>max) | Référence              |
|------------------------------------|---|----------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|------------------------|
| Bassin méditerranéen occidental    | Espagne (Catalonia)                       | 0.01–0.08                        | 0.002–0.01                       | 0.07–0.09                       | Falco et al (2006)     |
|                                    | Espagne (Valencia)                        | 0.05 (0.02–0.36)                 | 0.01 (0.003–0.021)               | 0.04 (0.02–0.3)                 | Yusa et al (2008)      |
|                                    | France                                    | 0.04                             | -                                | -                               | Guerin et al (2011)    |
|                                    | Italie (Sicily)                           | <0.06                            | 0.045±0.020                      | 0.31±0.26                       | Copat et al (2012)     |
|                                    | Italie (Sicily)                           | <LD                              | 0.087 ± 0.031                    | 0.132 ± 0.108                   | Naccari et al (2015)   |
| Bassin méditerranéen Oriental      | Egypte (Suez Canal in Port- Said Harbour) | -                                | 0.028±0.012<br>0.02-0.04         | 0.287±0.910<br>0.20-0.52        | Solimane (2006)        |
|                                    | Egypte (Kafr El-sheikh Governorate)       | 0.33 ± 0.01<br>0.10-0.62         | -                                | 0.72 ± 0.01<br>0.17-1.19        | Ali Shokr et al (2019) |
|                                    | Turquie (Izmir)                           | 0.14±0.17<br>LD-0.38             | 0.46±0.56<br>LD-1.25             | 0.03±0.02<br>0.01-0.05          | Yabanli (2013)         |
|                                    | Turquie (Mersin)                          | 0.91 ± 0.08<br>0.57-1.37         | < 0.0004                         | -                               | Korkmaz et al (2017)   |
| Bassin méditerranéen Nord africain | Maroc (estuaire du bas loukkos)           | 0.55±0.03<br>0.51-0.59           | 0.08±0.15<br>0.009-0.310         | -                               | El Morhit et al (2012) |
|                                    | Maroc (Laayoune)                          | 0.002±0.001<br>0.001-0.008       | 0.09±0.06<br>0.01- 0.23          | -                               | El Morhit et al (2013) |
|                                    | Oran                                      | 0.02 ± 0.01                      | 10.99 ± 3.93                     | -                               | Merbouh (1998)         |
|                                    | Ghazouet (Tlemcen)                        | 0.013                            | -                                | 0.077                           | Benguendouz (2018)     |
|                                    | Beni saf (Ain Témouchent)                 | 0.018                            | -                                | 0.101                           |                        |
|                                    | Mostaganem                                | 0.024                            | -                                | 0.117                           |                        |
|                                    | Jijel                                     | 0.017                            | -                                | 0.129                           |                        |
|                                    | Alger                                     | 0.016                            | -                                | 0.091                           |                        |
|                                    | Boumerdes                                 | 0.99 ± 0.11                      | 00                               | -                               | Ouabdesselam (2017)    |
|                                    | Boumerdes                                 | 0.055 ± 0.021                    | 0.031 ± 0.017                    | -                               | Hamida et al (2018)    |
|                                    | Alger                                     | 0.23±0.26<br>(0.21-0.25)         | 0.13±0.09<br>(0.04-0.31)         | 0.1±0.03<br>(0.09-0.11)         | Présente étude         |
|                                    | Bejaia                                    | 0.09±0.01<br>(0.09-0.09)         | 0.04±0.02<br>(0.01-0.08)         | 0.22±0.01<br>(0.08-0.50)        | Présente étude         |

|  |        |                           |                            |                          |                |
|--|--------|---------------------------|----------------------------|--------------------------|----------------|
|  | Dellys | 0.03±0.003<br>(0.01-0.06) | 0.015±0.005<br>(0.01-0.02) | 0.13±0.05<br>(0.06-0.20) | Présente étude |
|--|--------|---------------------------|----------------------------|--------------------------|----------------|

<LD : Limite de détection de l'appareil

moy±et (min-max) : moyenne ± écart-type (minimum-maximum)

**Tableau 36 :** Concentrations du Pb, Cd et Hg (en µg/g de poids frais) dans le muscle des espèces de poissons pélagiques pêchées le long du littoral algérien.

| Contaminants métalliques / Espèce de Poisson | Site                      | Pb (µg/g)<br>moy±et (min-max) | Cd (µg/g)<br>moy±et(min-max) | Hg (µg/g)<br>moy±et(mi<br>n-max) | Référence            |
|--|---------------------------|-------------------------------|------------------------------|----------------------------------|----------------------|
| <i>Sardinapilchardus</i>                     | Oran                      | 0.02 ± 0.01                   | 10.99 ± 3.93                 | -                                | Merbouh (1998)       |
|  | Boumerdes                 | 0.99 ± 0.11                   | 0                            | -                                | Ouabdesselam (2017)  |
|  | Ghazaouet/Tlemcen         | 0.013                         | -                            | 0.077                            | Benguendouz(2018)    |
|  | Benisaf                   | 0.018                         | -                            | 0.101                            |                      |
|  | Mostaganem                | 0.024                         | -                            | 0.117                            |                      |
|  | Alger                     | 0.016                         | -                            | 0.091                            |                      |
|  | Jijel                     | 0.017                         | -                            | 0.129                            |                      |
|  | Boumerdes                 | 0.055 ± 0.021                 | 0.031 ± 0.017                | -                                | Hamida et al. (2018) |
|  | Alger                     | 0.23±0.26<br>(0.21-0.25)      | 0.13±0.09<br>(0.04-0.31)     | 0.10±0.03<br>(0.09-0.11)         | Présenteétude        |
|  | Bejaia                    | 0.09±0.01<br>(0.09-0.09)      | 0.04±0.02<br>(0.01-0.08)     | 0.22±0.01<br>(0.08-0.50)         |                      |
| Dellys                                       | 0.03±0.003<br>(0.01-0.06) | 0.015±0.005<br>(0.01-0.02)    | 0.13±0.05<br>(0.06-0.20)     |                                  |                      |
| <i>Sardinellaaurita</i>                      | Oran                      | 0.024                         | 3.193                        | -                                | Benamar (2006)       |
| <i>Trachurustrachus</i>                      | Oran                      | 0.02 ± 0.002                  | 1.85 ± 0.76                  | -                                | Benadda (2009)       |

moy±et (min-max) : moyenne ± écart-type (minimum-maximum)

### V.2.5. Niveau de contamination en fonction de la taille et de la condition de *S. pilchardus*

Des différences statistiquement significatives ( $p < 0.05$ ) ont été enregistrées entre les concentrations de l'Hg des trois lots de taille de *S. pilchardus* des trois sites. En effet, les concentrations les plus élevées de l'Hg ont été souvent notées chez les spécimens de moyennes et grandes tailles (Tab. 34). Cependant, le Pb et le Cd (2sites/3) contaminent surtout le lot des petites tailles de *S. pilchardus*. La comparaison entre les classes de taille révèle des différences statistiquement significatives des concentrations de ces deux contaminants métalliques (sauf à Bejaia) (Tab. 34).

Le coefficient de condition K de Fulton des spécimens de *S. Pilchardus* présente des différences statistiquement significatives entre les trois classes de taille à Bejaia et

Dellys (Tab. 34). Chez les petits spécimens, malgré les concentrations les plus élevées en Pb, Cd et Hg à **Alger**, nous enregistrons dans ce site les valeurs les plus élevées de K de Fulton (K = 0.78 %) et de l'indice hépato-somatique (HSI = 0.93 %) (Tab. 34). La même observation a été faite chez les spécimens de taille moyenne (**Bejaia** et **Alger**). L'indice hépato-somatique des spécimens de classes de taille moyenne connaît également son maximum (HSI = 1.15 %) à **Alger**, site le plus exposé à la pollution (Tab. 34). Les valeurs les plus élevées de K et HSI ont été également notées chez les grands spécimens malgré la présence de pollution à Dellys et Alger (Tab. 34).

#### V.2.6. Risques sanitaires pour les consommateurs de *S. pilchardus*

Le  $THQ_{Pb}$ ,  $THQ_{Cd}$  et  $THQ_{Hg}$  calculés pour le le Pb, le Cd et le Hg dans les trois sites d'étude est  $< 1$  indiquant que les concentrations de ces contaminants métalliques mesurées dans le muscle de *Sardina pilchardus* de la côte algérienne étudiée ne sont pas susceptibles d'entraîner d'effet néfaste sur la santé des consommateurs de cette espèce de poisson (Tab. 37). Le TTHQ a également été calculé pour évaluer les risques liés des trois contaminants métalliques considérés ensemble (Hg, Pb et Cd) (Tab. 37). Nos résultats montrent que la somme n'excède pas 1, et par conséquent, absence de risques sanitaires liés à la présence de ces trois contaminants métalliques sur la santé des consommateurs de cette espèce de poisson.

Quant à l'apport hebdomadaire estimé (EWI) de ces 3 contaminants métalliques (Hg, Pb et Cd) (Tab. 37), les valeurs enregistrées dans les 3 sites d'étude ne dépassent pas le seuil de la dose provisoire hebdomadaire (PTWI) fixée par l'EFSA (Tab.). Ce qui ne présente pas de risque pour la santé du consommateur. Les apports maximums de Pb (EWI = 0.257  $\mu\text{g}/\text{kg PF}$ ) et de Cd (EWI = 0.152  $\mu\text{g}/\text{kg PF}$ ) ont été enregistrés dans le site le plus pollué (Alger). L'apport maximum de Hg (EWI = 0.253  $\mu\text{g}/\text{kg PF}$ ) a été enregistré dans le deuxième site pollué (Bejaia). Dellys (présente moins de pollution par rapport aux deux autres) a enregistré les apports les plus faibles pour l'EWI.

La consommation moyenne de Pb contenu dans le muscle de *Sardina pilchardus* représente respectivement 10 %, 4 % et 1.44 % de la PTWI à Alger, Bejaia et Dellys. Quant au PTWI « *Provisional Tolerable Weekly Intake* » du Cd contenu dans le muscle de *Sardina*

*pilchardus* représente respectivement 0.608 %, 0.192 % et 0.064 % de la PTWI à Alger, Bejaia et Dellys. PTWI du Hg contenu dans le muscle de *Sardina pilchardus* représente respectivement 2.8 %, 6.32 % et 3.62 % de la PTWI à Alger, Bejaia et Dellys. Le THQ calculé pour Pb, Cd et Hg des différentes régions du bassin Méditerranéen est  $< 1$  indiquant que les concentrations de ces contaminants métalliques mesurées dans le muscle de *Sardina pilchardus* à travers ces études n'ont pas d'effet néfaste sur la santé du consommateur (Tab. 37). Le bassin méditerranéen occidental enregistre les valeurs de THQ les plus faibles. En Italie les valeurs ont connu une augmentation entre 2011 ( $\text{THQ}_{\text{Hg}} = 51 \times 10^{-6}$ ) et 2018 ( $\text{THQ}_{\text{Hg}} = 0.19$ ) selon les études respectives de Copat *et al.* (2012) et Traina *et al.* (2018) dans le même site d'étude (Catania). Le bassin méditerranéen Nord africain semble le moins susceptible d'induire un effet néfaste sur la santé humaine. Les valeurs de THQ des trois contaminants métalliques calculés en Algérie sont plus faibles que celles au Maroc, 0.008 pour le Pb à titre d'exemple dans la présente étude,  $1.61 \times 10^{-6}$  dans une étude de Mehoul *et al.* (2019) et 0.04 au Maroc (Chahid, 2016). Le bassin méditerranéen Oriental se trouve quant à lui en position intermédiaire. En Turquie (O'zden et Erkan, 2015), les THQ de Pb et Cd calculés sont faibles à l'exception de la valeur élevée du  $\text{THQ}_{\text{Hg}} = 0.79$  ( $\text{TTHQ} = 0.95$ ). Quant à l'apport hebdomadaire estimé (EWI), les valeurs enregistrées dans les différentes régions du bassin Méditerranéen ne dépassent pas le seuil de la dose provisoire hebdomadaire (PTWI) fixée par l'EFSA (Tab. 37). Ce qui ne présente pas de risque sur la santé du consommateur. Les grands apports de Pb ( $\text{EWI} = 0.73 \mu\text{g}/\text{kg PF}$ ) et Hg ( $\text{EWI} = 0.56 \mu\text{g}/\text{kg PF}$ ) ont été enregistrés en Turquie (O'zden et Erkan, 2015). Le grand apport en Cd ( $\text{EWI} = 0.15 \mu\text{g}/\text{kg PF}$ ) a été enregistré en Algérie (Alger) dans la présente étude.

**Tableau 37 :** Quotient de danger cible quotient (THQ) et l'apport hebdomadaire estimé (EWI ;  $\mu\text{g} \mu\text{g}^{-1} \text{PF}$ ) lié à la consommation de Cd, Pb et Hg dans le muscle de *Sardina pilchardus* des différentes régions du bassin Méditerranéen.

| Sites d'étude | THQ                 |                     |                     | EWI   |      |       | Références                    |
|---------------|---------------------|---------------------|---------------------|-------|------|-------|-------------------------------|
|               | Pb                  | Cd                  | Hg                  | Pb    | Cd   | Hg    |                               |
| Espagne       | 0.01                | 0.02                | 0.11                | 0.25  | 0.13 | 0.38  | Trabalón <i>et al.</i> (2015) |
| Italie        | $13 \times 10^{-6}$ | $64 \times 10^{-6}$ | $51 \times 10^{-6}$ | 0.037 | -    | 0.037 | Copat <i>et al.</i> (2011)    |

|   |                                    |                       |                       |       |       |        |       |                              |
|---|------------------------------------|-----------------------|-----------------------|-------|-------|--------|-------|------------------------------|
| <b>Bassin méditerranéen occidental</b>    | (Sicily-Catania)                   |                       |                       |       |       |        |       |                              |
|   | <b>Italie</b> (Sicily-Catania)     | -                     | -                     | 0.19  | -     | -      | 0.13  | Traina <i>et al.</i> (2018)  |
| <b>Bassin méditerranéen Oriental</b>      | <b>Turquie</b>                     | 0.03                  | 0.01                  | 0.79  | 0.73  | 0.06   | 0.56  | O'zden et Erkan (2015)       |
| <b>Bassin méditerranéen Nord africain</b> | <b>Maroc</b>                       | -                     | 0.04                  | 0.12  | -     | -      | -     | (Chahid, 2016)               |
|   | <b>Algérie</b> (Alger-Bejaia-Oran) | $8.08 \times 10^{-6}$ | $1.61 \times 10^{-6}$ | -     | 0.112 | 0.0112 | -     | Mehouel <i>et al.</i> (2019) |
|   | <b>Algérie</b> (Alger)             | 0.003                 | 0.008                 | 0.037 | 0.257 | 0.152  | 0.112 | Présente étude               |
|   | <b>Algérie</b> (Bejaia)            | 0.001                 | 0.002                 | 0.084 | 0.100 | 0.048  | 0.253 | Présente étude               |
|   | <b>Algérie</b> (Dellys)            | 0.0004                | 0.0009                | 0.048 | 0.036 | 0.016  | 0.145 | Présente étude               |

### V.3. Comparaison de degré de contamination entre l'espèce pélagique *S. pilchardus* et l'espèce benthique *M. barbatus barbatus*

Une comparaison interspécifique de ces deux espèces de poissons à comportement différents *M. barbatus barbatus* et *S. pilchardus* (échantillonnés dans les mêmes sites et durant la même période : montre des différences significatives dans les concentrations moyennes de ces trois contaminants métalliques (Cd, Pb, Hg) dont les plus élevés ont été observées chez *M. barbatus barbatus* (Tab. 38). *M. barbatus barbatus* accumule davantage les trois contaminants métalliques comparativement à *S. pilchardus* dans le foie (Pb et Hg) et le muscle (Cd) (Tab. 38), à l'exception des valeurs moyennes de l'Hg enregistrées dans le golfe de Bejaia, où la *S. pilchardus* accumule davantage ( $p < 0.05$ ) dans le muscle comparativement à *M. barbatus barbatus* (Tab. 38). Dans la baie de Dellys, *S. pilchardus* accumule davantage (différences statistiquement significatives) de Pb et de Cd dans le foie par rapport à *M. barbatus barbatus*.

**Tableau 38 :** Variations des concentrations moyennes annuelles du Pb, Cd et Hg (en µg/g de poids frais) dans le foie et le muscle d'une espèce pélagique, *Sardina pilchardus* et d'une espèce benthique, *Mullus barbatus barbatus* dans les trois sites d'étude

|   |                   | Baie d'Alger    |              |              |                  |                 |              | Golfe de Bejaia |              |              |                   |                   |                   | Baie de Dellys    |                   |                 |                 |                   |                   |
|---|-------------------|-----------------|--------------|--------------|------------------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-----------------|-------------------|-------------------|
|   |                   | Pb              |              | Cd           |                  | Hg              |              | Pb              |              | Cd           |                   | Hg                |                   | Pb                |                   | Cd              |                 | Hg                |                   |
| Espèces                                 | Taille (cm)       | Foie            | Muscle       | Foie         | Muscle           | Foie            | Muscle       | Foie            | Muscle       | Foie         | Muscle            | Foie              | Muscle            | Foie              | Muscle            | Foie            | Muscle          | Foie              | Muscle            |
| <i>Mullus barbatus barbatus</i> (n=425) | Range<br>Min-Max  | <b>1.90</b>     | 0.25         | 1.45         | <b>0.28</b>      | <b>0.27</b>     | 0.12         | 0.65            | 0.07         | 0.43         | <b>0.11</b>       | <b>0.27</b>       | 0.19              | 0.18              | 0.03              | 0.78            | <b>0.14</b>     | <b>0.24</b>       | <b>0.16</b>       |
|   |                   | ( <b>0.77</b> ) | (0.10)       | (2.63)       | ( <b>0.31</b> )  | ( <b>0.14</b> ) | (0.08)       | (0.24)          | (0.003)      | (0.28)       | ( <b>0.17</b> )   | ( <b>0.14</b> )   | (0.066)           | (0.125)           | (0.015)           | (0.27)          | ( <b>0.19</b> ) | ( <b>0.10</b> )   | ( <b>0.056</b> )  |
|   |                   | <b>1.66-</b>    | 0.15-        | 0.49-        | <b>0.16-</b>     | <b>0.25-</b>    | 0.10-        | 0.41-           | 0.06-        | 0.31-        | <b>0.03-</b>      | <b>0.22-</b>      | 0.19-             | 0.12-             | 0.03-             | 0.69-           | <b>0.01-</b>    | <b>0.14-0.35</b>  | <b>0.09-</b>      |
|   |                   | <b>2.22</b>     | 0.32         | 2.84         | <b>0.41</b>      | <b>0.30</b>     | 0.15         | 1.07            | 0.09         | 0.51         | <b>0.21</b>       | <b>0.33</b>       | 0.20              | 0.24              | 0.03              | 0.96            | <b>0.38</b>     | <b>0.21</b>       |                   |
| <i>Sardina pilchardus</i> (n=872)       | range Min-<br>Max | 0.35            | 0.23         | 1.17         | 0.13             | 0.23            | 0.1          | 0.38            | 0.09         | 0.67         | 0.043             | 0.20              | <b>0.22</b>       | <b>0.23</b>       | 0.033             | <b>0.82</b>     | 0.015           | 0.21              | 0.13              |
|   |                   | (0.16)          | (0.26)       | (1.16)       | (0.093)          | (0.13)          | (0.036)      | (0.32)          | (0.01)       | (0.22)       | (0.02)            | (0.03)            | ( <b>0.036</b> )  | ( <b>0.02</b> )   | (0.0034)          | ( <b>0.49</b> ) | (0.005)         | (0.066)           | (0.053)           |
|   |                   | 0.29-           | 0.21-        | 0.95-        | 0.04-            | 0.18-           | 0.09-        | 0.35-           | 0.09-        | 0.57-        | 0.01-             | 0.14-             | <b>0.08-</b>      | <b>0.05-</b>      | 0.01-             | <b>0.62-</b>    | 0.01-           | 0.05-0.46         | 0.06-             |
|   |                   | 0.41            | 0.25         | 1.53         | 0.31             | 0.29            | 0.11         | 0.41            | 0.09         | 0.73         | 0.08              | 0.32              | <b>0.50</b>       | <b>0.49</b>       | 0.06              | <b>1.05</b>     | 0.02            | 0.20              |                   |
|   | P                 | <b>0.001</b>    | <b>0.545</b> | <b>0.155</b> | <b>&lt;0.001</b> | <b>0.043</b>    | <b>0.084</b> | <b>0.607</b>    | <b>0.843</b> | <b>0.251</b> | <b>&lt; 0.001</b> | <b>0.044</b>    | <b>0.032</b>    | <b>&lt; 0.001</b> | <b>&lt; 0.001</b> |

Remarque : les valeurs entre parenthèses représentent l'écart type.

#### V.4. Discussion générale

➤ **Niveau de contamination du foie et du muscle de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) et de *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758)**

Le foie constitue donc le lieu d'accumulation de ces trois contaminants métalliques. [Chahid \(2016\)](#) confirme que le foie est un bon indicateur de l'exposition chronique des contaminants métalliques, et joue un rôle important pour leur stockage et leur inactivation. Il note en effet, que le foie de *S. pilchardus* présente des concentrations supérieures aux autres organes, et représente est un organe accumulateur et détoxifiant pour le Pb et Cd. [Ennouri \(2017\)](#) rapporte que chez *Liza ramada* (Risso 1810), le foie est l'organe d'accumulation préférentiel de l'Hg. [Ennouriet al. \(2013\)](#), ont noté les concentrations les plus élevées de Cd, Pb et Hg dans le foie et les branchies de *M. barbatus barbatus*. Les concentrations élevées de ces contaminants métalliques dans le foie pourraient être expliquées aussi par le fait que ces contaminants métalliques sont éliminés plus rapidement du muscle que du foie ([Agusa et al., 2007](#) ; [Yilmaz et al., 2007](#)). Selon [Plaskett et Potter \(1979\)](#), la faible activité métabolique du muscle pourrait expliquer les faibles concentrations des contaminants métalliques dans cette matrice. [Thibaud et Duguay \(1973\)](#) confirment il y a longtemps, une charge particulière de mercure dans le foie chez des cétacés échoués sur les côtes françaises. [King et Davies \(1987\)](#) notent que ce sont les organes concernés par l'ingestion, la digestion et l'excrétion qui fixent plus rapidement le plus de contaminants métalliques. [Pentreath \(1976b\)](#) a constaté que des organes impliqués dans la digestion et l'excrétion tels que le foie, les branchies, le rein, de même que les globules rouges et la rate possèdent des teneurs relativement élevées en mercure ; ils retiennent et éliminent relativement rapidement  $Hg^{2+}$  et aussi en particulier  $CH_3Hg^+$ . Tandis que d'autres organes notamment le muscle présentent des teneurs relativement faibles ; ils retiennent et éliminent relativement lentement  $Hg^{2+}$  et aussi en particulier  $CH_3Hg^+$  méthylé. [Ennouri et al. \(2013\)](#) rapportent que la concentration en Cd dans les organes de *S. aurita* répond à la formule suivante : foie > branchies > muscle.

La métallothionéine (MT), est une protéine à faible poids moléculaire, se concentrant essentiellement dans le tissu hépatique des poissons ([Scudiero et al., 2005](#)). Cette protéine est spécialisée dans la chélation des contaminants métalliques et joue un rôle dans l'homéostasie des ions métalliques divalents ([Chaffai et al., 1995](#)). L'accumulation

des contaminants métalliques dans le foie peut être due aussi à leur forte affinité pour les atomes de soufre des cystéines des métallothionéines (Al-Youssuf *et al.*, 2000). La détoxification se déroule à l'échelle cellulaire. Lorsque le métal franchit la membrane cellulaire il réagit avec des composés du cytosol tel que des enzymes, des produits de l'activité enzymatique ou des liants plus spécifiques. Les complexes ainsi formés sont de natures diverses. Au niveau nucléaire les cations métalliques peuvent affecter la réplication du DNA ou la translation de RNA messenger au cours de la synthèse protéique, il s'ensuit rapidement une stimulation permettant, entre autres, la synthèse de métallothionéines. C'est au niveau du lysosome que l'essentiel du processus de détoxification a lieu (synthèse de granules de lipofuscine qui complexent le métal sous forme de polymère insoluble). De ce fait, les métalloprotéines devenues riches en groupes sulphydriles libres tendent à se polymériser par des ponts disulfures et sont excrétées sous formes de polymères insolubles (Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 1989). Cette protéine (métallothionéine) joue de ce fait, par rapport à différents contaminants métalliques, notamment le mercure, un rôle comparable à un piège (Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 1990).

Les systèmes biologiques existant en milieu marin ont en conséquence la possibilité d'imposer aux contaminants métalliques deux directions différentes : (1) l'une qui conduit à causer des dommages à des fonctions biologiques ou à la structure des tissus (effet toxique) ; (2) l'autre qui aboutit à une neutralisation ou à un blocage du métal sous une forme chimique inerte, comme il en existe dans certaines concrétions cellulaires (détoxification) (Simkiss *et al.*, 1982).

Prosi (1989) rapporte que la toxicité chronique du plomb se manifeste par la bioaccumulation dans les organes des animaux et par sa mobilisation secondaire vers des sites actifs. Quand le plomb est présent dans l'environnement en quantité toxique sublétales les organismes ont le temps de piéger le plomb dans leurs cellules (par déposition dans les lysosomes et les sphérolithes). Le mécanisme d'immobilisation et de détoxification du plomb chez *Mytilus edulis* est décrit par Schulz-Baldes (1977) : le plomb est accumulé dans les branchies et les viscères, distribué dans le sang et finalement stocké sous forme d'un complexe riche en phosphore ou en soufre dans des vésicules liées aux membranes des cellules excrétrices du rein. Cet auteur suggère que l'absorption du plomb dans les cellules

se fait par pinocytose. [Coombs et George \(1978\)](#) en concluent à un mécanisme de détoxification des contaminants métalliques par piégeage intracellulaire sous forme solide qui serait commun à de nombreux organismes.

L'accumulation des trois contaminants métalliques analysés chez *S. pilchardus* pourrait être due à l'ingestion du zooplancton contaminé en contaminants métalliques mais aussi à l'ingestion de particules chargées en contaminants métalliques. [Cole et al. \(2013\)](#) rapportent l'adhérence de ces contaminants métalliques avec les matières en suspension et les micro-plastiques en particulier. Certains contaminants métalliques sont ingérés donc à partir de l'eau de mer et à partir de plancton contaminé ou même du fait de sédiments contaminés. L'accumulation des trois contaminants métalliques analysés chez *Mullus barbatus barbatus* pourrait être due à l'ingestion de la macrofaune benthique contaminée par ces contaminants métalliques. Ces trois contaminants métalliques ont tendance à se sédimenter et contaminent le substrat et la faune benthique. L'incorporation des micro-plastiques (chargés en contaminants métalliques) dans les agrégats phytoplanctoniques ([Long et al., 2015](#) ; [Lagarde et al., 2016](#)) ainsi que dans les pelotes fécales de zooplancton ([Cole et al., 2016](#)) augmentent leurs densités et les entraînent vers le fond (benthos). Le transfert de ces contaminants métalliques à travers les différents maillons de la chaîne alimentaire pourrait jouer un rôle très important dans leur bioaccumulation dans le muscle et le foie de ce poisson benthique à faible déplacement.

Le régime alimentaire et les processus de diffusion du plomb par la barrière cutanée seraient des mécanismes possibles à l'origine de la bioconcentration du plomb chez les poissons ([Nussey et al., 2000](#) ; [El Bouhali et al., 2008](#)). Plusieurs études effectuées s'accordent avec le modèle de « poisson adsorbant » suivant lequel les tissus des organismes se comportent comme une série de supports chimiques qui peuvent admettre des fixations et des éliminations successives du mercure en solution dans l'eau ([King et Davies, 1987](#)). Le transfert des contaminants métalliques à travers les différents maillons de la chaîne alimentaire, pourrait jouer un rôle très important dans leur bioaccumulation chez les poissons. Différentes études ont montré qu'en milieu marin, les concentrations du plomb et du mercure augmentent au fur et à mesure que l'on progresse dans la chaîne trophique ([Chahid, 2016](#)). [Watras et al. \(1998\)](#) confirment que les concentrations et les proportions de MeHg augmentent avec les niveaux trophiques via le processus de

bioamplification. Selon [Dallinger \*et al.\* \(1987\)](#), la voie d'apport majeure du cadmium chez les poissons est l'alimentation. Une disponibilité du méthylmercure (conditionnée par la présence des microorganismes dans le milieu) est plus fortement retenue que le mercure inorganique par les tissus, conséquemment, la proportion de mercure méthylé est maximale chez les organismes de niveau trophique élevé où à la fois le régime alimentaire et la longévité favorisent l'accumulation de la forme de mercure la moins mobile ([Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 1990](#)). [Phillips \*et al.\* \(1980\)](#) concluent que les poissons planctonophages puisent leur méthylmercure essentiellement de l'eau, ils notent que la concentration en mercure disponible dans le milieu et le régime alimentaire, déterminent les concentrations trouvées dans les organismes aquatiques.

Des complexes organiques semblent avoir peu d'influence sur la distribution du cadmium dans l'eau de mer, à l'exception des formes colloïdales. Par contre, des chlorocomplexes deviennent rapidement les espèces dominantes lorsque la salinité des eaux augmente. En milieu marin, [Boyle \*et al.\* \(1976\)](#) et [Fowler \(1977\)](#) ont mis en évidence les fortes concentrations du Cd dans les pelotes fécales du zooplancton qui constituent ainsi le vecteur principal de ce métal de la surface des océans jusqu'au fond. L'adsorption du cadmium par le phytoplancton a été mise en évidence depuis de nombreuses années ([Cossa, 1976](#)). Ce cadmium particulaire peut être ingéré par le zooplancton qui l'absorbe ou le rejette avec ses pelotes fécales ou les exuvies ([Poirier et Cossa, 1981](#)). Le cycle du cadmium dépend, en effet, de la dégradation aérobie de la matière organique à laquelle le cadmium est lié, puis de la migration du cadmium dissous en direction de la colonne d'eau et vers le bas dans le sédiment. En mer Méditerranée, malgré sa grande profondeur, on n'observe pas de profil de type « Sel nutritif » ; les concentrations en cadmium sont stables avec la profondeur. La bioconcentration du cadmium chez les organismes marins se traduit par des facteurs de concentration entre les organismes et l'eau. Par ailleurs, il ne semble pas y avoir de relation entre la concentration en cadmium dans la chair des poissons et leur mode de nutrition : il n'y a vraisemblablement pas de biomagnification du cadmium dans les réseaux trophiques ([Amiard \*et al.\*, 1982](#)).

➤ **Niveau de contamination de *Sardina pilchardus* et de *M. barbatus barbatus* en fonction des sites étudiés**

▪ **Mercurure (Hg)**

Selon [Tireche \(2006\)](#), ce métal est rencontré dans les rejets des industries pharmaceutiques et chimiques, les effluents des usines de textiles de la région de Boumerdes (Dellys). Dans cette région, ce métal pourrait avoir comme origine les centrales thermiques par leurs émissions atmosphériques et la combustion des déchets (déchet ménager solide), les décharges renferment des batteries, des piles commercialisées, le mercure métallique (baromètres, les thermomètres, les manomètres et certaines électrodes), produits dérivés de la dentisterie et de l'agriculture (pesticides organomercuriels). Les décharges localisées en amont des cours d'eaux ou près de la côte acheminent ce métal par l'intermédiaire des ruissèlements vers les écosystèmes côtiers. Les cimenteries existantes dans la région de Boumerdes (Dellys) constituent aussi une source d'Hg. Les effluents urbains des communes de ces deux régions (Dellys et Bejaia) pourraient apporter une quantité importante en Hg. Parmi toutes ces sources de mercure, les émissions atmosphériques en particulier (industries, décharges, incinérations) pourraient apporter une grande partie de ce métal. En France par exemple, [Cossa \(1990\)](#) note que les émissions atmosphériques sont dix fois plus élevées que les rejets directs dans les eaux, elles comportent les émissions atmosphériques de l'industrie et de l'incinération des ordures ménagères. D'après [Gill et Fitzgerald \(1985\)](#) les apports en mercure à l'océan par les précipitations sont dix fois plus élevés que les apports fluviaux. Cette constatation est en accord avec l'hypothèse selon laquelle la source majeure du mercure atmosphérique est continentale. Ce métal (Hg) va se retrouver donc au niveau des côtes en contact direct avec les différentes composantes de l'écosystème côtier. [Brosset \(1981\)](#) qui lors d'une étude en Suède, montre une augmentation des concentrations en mercure au voisinage des côtes. Les concentrations les plus élevées sont trouvées en général dans les sédiments proches des rejets des usines ([Smith et Loring, 1981](#)). Par ailleurs, l'activité minière répertoriée dans la région de Boumerdes (Site de Dellys) peut donc générer selon [Aranguren \(2008\)](#), des concentrations supérieures au fond géochimique dans les sols, les sédiments et les eaux par rapport à celles qui existaient avant l'exploitation dans la région. L'usine d'explosifs à Boumerdes (Site de Dellys) est aussi une source aussi de Mercure.

Dans la région de Bejaia, les sources du mercure sont relativement nombreuses : la pollution atmosphérique, traitement des déchets, incinération des déchets ou combustion des déchets (DIPI, 2015). Les émissions en mercure ont comme sources majeures dans cette région (site de Bejaia) l'industrie et l'incinération des ordures ménagères. Il faut noter que les décharges (batteries, piles, le mercure métallique, produits dérivés de la dentisterie, pharmacie, pesticides utilisés en agriculture, etc.) sont situées souvent en amont des cours d'eau (oued Soummam, oued Agrioun, oued Souk Elthnine, etc.) ainsi que certaines activités minières (amant de l'oued Soummam), ceci permet de drainer (ruissèlement) ce métal vers le milieu marin côtier. Certaines décharges sont localisées pas loin de la côte (Boulimata, Aoukas, etc.) et un bon nombre d'usines (agro-alimentaires) implantés au niveau du bassin versant de l'oued Soummam, et au niveau de la baie de Bejaia. Les effluents de l'usine de textile et d'électrolyse de la région Kherrata situé en amont de l'Oued Souk Elthnine de Bejaia. La source supplémentaire de Mercure au site de Bejaia peut être liée à son port pétrolier qui peut causer des fuites en Hg. Comme le site de Dellys, celui de Bejaia est dominé par les rejets atmosphériques (usines combustions des déchets, etc.). L'activité industrielle liée à la production du ciment, les engrais phosphatés, acidification des terres agricoles, les sites d'enfouissement contaminés (UNEP, 2010) constituent les principales sources de ce métal potentiellement toxique.

Dans les pays industrialisés, ce métal (mercure) est utilisé dans divers secteurs industriels comme les usines d'électrolyse de chlorures alcalins, la production de batteries et d'accumulateurs, les industries pharmaceutiques, applications électrotechniques, l'instrumentation, la dentisterie, la catalyse, les peintures, cosmétiques, la fabrication de fongicides ou pesticide (Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 1990). L'origine industrielle de ce métal est avérée dans un bon nombre de pays, l'exemple le plus frappant est l'accident de Minamata apparue au Japon en 1953 (ce métal utilisé comme catalyseur, l'usine d'acide acétique), suite à l'ingestion de poissons et de coquillages contaminés par des quantités importantes de mercure méthylé (Irukayama, 1962). Des concentrations similaires ont été par la suite observées au voisinage des usines de chlore et de soude (GESAMP, 1986) et ont fait craindre le renouvellement de ce type d'accident en particulier en Italie, au Canada et en Suède. L'apport du mercure (Hg) dans le milieu aquatique (dans le monde) via l'atmosphère est non négligeable (Pays, 1999). Un rapport

de la commission de coopération environnementale indique que l'Hg aboutit très souvent dans les systèmes aquatiques où il s'accumule dans les organismes vivants (Agence européenne pour l'environnement, 1997). Il faut noter, que le mercure comme d'autres contaminants métalliques, est rejeté dans le milieu marin sans subir un traitement préalable dans pas mal de pays comme l'Algérie, soit par manque de stations d'épuration, soit par l'utilisation de stations d'épurations non fonctionnelles ou non efficaces.

- **Plomb (Pb)**

Dans le site de **Dellys**, ces concentrations élevées en Pb pourraient être liés principalement à une activité humaine liée aux usages domestiques, industriels (pigments et batteries) et agricoles. Ces substances chimiques (contaminants) sont souvent charriées via l'oued Sebaou et déversées dans ce site (Ghobriniet *al.*, 2017). En France, les sources de plomb liées à l'activité sidérurgique ou industrielle ont un apport (via les rivières ou les estuaires) plus élevé que celui du plomb utilisé dans la fabrication des additifs aux essences (Flament, 1985). Les établissements industriels de la wilaya de Boumerdes (site de Dellys) libèrent les principaux polluants de l'air comme les particules, le Plomb, le CO<sub>2</sub>, etc. Les secteurs contribuant le plus à cette pollution atmosphérique sont potentiellement : les cimenteries, les centrales thermiques, les usines de fertilisants, etc. (Tireche, 2006). Selon le même auteur, les émissions de plomb ont été longtemps dominées par le transport automobile du fait de la présence de plomb dans l'essence. On notera qu'en dehors du transport routier, les principales sources sont constituées de l'incinération des déchets, de la métallurgie des contaminants métalliques ferreux et non-ferreux et de quelques autres procédés industriels. Beaucoup de pays industrialisés comme la France attribuent les grandes émissions en plomb à la circulation automobile et à l'incinération des déchets (Ministère de l'Environnement/CITEPA, 1991). Ajoutons à cela l'industrie chimique et pharmaceutique, textile et transformation du cuir, mines et matériaux de construction, appareils électroménagers, fabrication flexible, cotons, explosifs, etc.

Au site d'Alger, les concentrations élevées en Plomb pourraient s'expliquer par l'apport très important en eaux usées domestiques et à l'activité de fabrication d'accumulateurs de démarrage du plomb. En France par exemple, la production d'accumulateurs représente à elle seule 60 % de la consommation (Berthou, 1989). Les usages chimiques de plomb tétraméthyle et tétraéthyles utilisés comme additif dans les

essences viennent en deuxième position. L'étude des rapports des isotopes stables du plomb montre que les émissions de plomb industriel dans l'atmosphère dépassent de deux ordres de grandeur les émissions naturelles (Maring *et al.*, 1987). Veron *et al.* (1987) ont pu mettre en évidence une augmentation des concentrations en plomb dans les sédiments de l'Atlantique nord-est liée à des apports d'origine anthropique accrus. Brügmann *et al.* (1985) rapportent que dès que l'on s'éloigne des côtes, les niveaux sont bas ; ce fait pourrait être le résultat des processus chimiques authigènes ou la poussée phytoplanctonique. Les apports fluviaux seraient rapidement marqués par l'enlèvement avec comme résultat de rendre l'apport atmosphérique très rapidement dominant au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source fluviale. L'activité portuaire à travers sa large utilisation du plomb sur Alger, dans les filets de pêcheurs, la forte consommation en carburant par les barques à moteurs ainsi que la nature des peintures de coques des différentes embarcations sont à l'origine de fortes concentrations en Plomb dans cette zone (Chouba et Mzoughi-Aguir, 2005). Des activités de réparation navale au port d'Alger entraînent par l'utilisation des pigments de peinture à base de Plomb de grave pollution des fonds marins (sédiments marins). D'après Patterson (1987) et Schaule et Patterson (1983) l'océan Atlantique présente un maximum de concentrations dissoutes dans les eaux de surface. Ce maximum suggère un apport de plomb essentiellement atmosphérique. L'Atlantique est en effet bordé par les régions industrialisées les plus importantes du monde : l'Europe et les Etats-Unis.

Selon UNEP (2010), le Plomb (Pb) provient des rejets naturels à partir de la croûte terrestre, de l'incinération des déchets ou brûlage à l'air libre de déchets, du réseau routier (véhicules à essence libèrent du Plomb), des procédés industriels liés aux activités humaines (production du ciment : Pb) et les rejets urbains. Ce métal est rejeté dans l'atmosphère, l'eau, et les terres, arrive par ruissellement dans les milieux aquatiques. Le plomb a la réputation de rester solidement lié aux particules sédimentaires. Néanmoins, dans les sédiments, le plomb peut être remis en solution lors de la dégradation des phases auxquelles il est associé. Cette remise en solution est liée en surface à la dégradation aérobie de la matière organique particulaire à laquelle est associée une fraction du plomb (Gobeil et Silverberg, 1987). En subsurface, la dissolution des oxydes de fer et de

manganèse provoque également une solubilisation du plomb. Dans les sédiments côtiers, la contamination par le plomb est très largement répandue ; les sédiments océaniques sont aussi perturbés. Dans une étude déjà citée, [Veron et al. \(1987\)](#) ont mis en évidence une augmentation des concentrations en plomb dans la couche superficielle des sédiments profonds de l'océan Atlantique. La moitié du plomb anthropique se sédimente alors que l'autre moitié réside dans la colonne d'eau ([Patterson, 1987](#)).

- **Cadmium (Cd)**

Dans la baie d'Alger, la présence de la centrale thermique au niveau du port d'Alger peut expliquer les taux élevés de Cd enregistrés (ex. les cendres volantes chargées en Cadmium). Les valeurs trouvées lors de l'analyse des échantillons des cendres volantes par [Moufti et Mountadar \(2004\)](#) sont supérieures aux normes internationales pour certains contaminants métalliques (Cd, Al et Ti). Cela signifie que les cendres volantes sont très concentrées en contaminants métalliques et, par conséquent, elles peuvent être une source de pollution pour le milieu environnemental terrestre et aquatique. La source du Cd dans la baie d'Alger est principalement le réseau industriel, les rejets dans l'atmosphère (l'incinération des déchets ou brûlage à l'air libre de déchets contenant du Cd), sans oublier les rejets naturels (l'altération et l'érosion des roches) ([UNEP, 2010](#)). 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). La localisation des rejets industriels sur les bassins hydrographiques, permet aux fleuves (Garonne et la Charente) de drainer les apports en cadmium les plus importants du littoral français ([Lortal, 1986](#)). En France entre 1964 et 1974, l'augmentation de la consommation de Cd à 80 % est attribuable aux industries de pigments et d'accumulateurs. Quarante pour cent du cadmium consommé est utilisé pour : les traitements de surface, les pigments, les stabilisants et les accumulateurs. Il est extrêmement important de noter que moins de 5 % du cadmium consommé est recyclé. En conséquence la quasi-totalité du cadmium est disséminée dans l'environnement. ([Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 1989](#)). Selon

Nriagu (1980) le flux anthropique de cadmium vers l'atmosphère proviendrait à 73 % de la métallurgie, 19 % de l'incinération des déchets ; 3 % de la fabrication des engrais et 5 % de sources diverses.

Le site de Dellys est caractérisé par une activité d'agriculture à proximité et qui reçoit des rejets d'une industrie de fertilisants. En effet, la transformation des phosphates en acide phosphorique donne lieu à de sous-produits appelés « phosphogypses » constitués de sulfate de calcium et quelques impuretés dont le cadmium. Dans ces « phosphogypses » la teneur en cadmium est de l'ordre de plusieurs ug par g. Le cadmium est un constituant mineur des engrais utilisés en agriculture. Les teneurs en cadmium des phosphates naturels varient largement selon le gisement et même à l'intérieur de celui-ci (Comité du marché commun de l'industrie des engrais azotés et phosphate, 1986). La Communauté Européenne importe annuellement  $18 \times 10^6$  T de phosphate qui véhiculent environ 470 tonnes de cadmium. Si une partie du cadmium est éliminée avec les « phosphogypses », une autre partie est répandue sur les sols. La majeure partie du cadmium ainsi répandue est retenue par les sols, une autre absorbée par la végétation ; une dernière fraction est lessivée par les eaux et parvient au littoral par les fleuves.

➤ **Niveau de contamination des espèces d'étude en fonction des saisons**

Les résultats sont identiques chez *Sardina pilchardus* et *Mullus barbatus barbatus* échantillonnés durant la même période et dans les mêmes sites. Ceci confirme que le foie emmagasine toujours plus de contaminants métalliques par rapport au muscle, cette physiologie ne semble pas varier en fonction de l'espèce, du comportement de l'espèce (pélagique ou benthique) et des saisons. Deux voies de pénétration des contaminants métalliques sont connues chez les organismes marins, à partir de l'eau par transport tégumentaire externe, le plus souvent branchial, ou à partir de la nourriture par absorption le long du tractus digestif. Leur importance respective dépend de la richesse en métal en solution et dans la phase particulaire utilisée comme nourriture, mais aussi des conditions écologiques qui prévalent et qui sont susceptibles de varier dans le temps et dans l'espace (Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 1989).

Le comportement alimentaire de *S. pilchardus* semble favoriser l'accumulation de ces trois contaminants métalliques par ingestion intense des particules ou du zooplancton probablement contaminé (par ces trois contaminants métalliques).

Chahid (2016), a bien signalé qu'en milieu marin, les concentrations du mercure sous la forme méthylée, Plomb et Cd augmentent au fur et à mesure que l'on progresse dans la chaîne trophique. C'est durant l'automne et l'hiver qu'on observe le pourcentage le plus élevé d'estomacs pleins de *S. pilchardus*. Un coefficient de vacuité faible en automne, hiver et printemps traduit que *S. pilchardus* se nourrit intensément durant cette période (Dahel, 2018) favorisant ainsi la bioaccumulation de ces trois contaminants métalliques. Au niveau des côtes Portugaise, Garrido *et al.* (2007) ont bien montré que le printemps et l'hiver sont les saisons où *S. pilchardus* a une alimentation intense se nourrissant exclusivement de zooplancton. Le régime alimentaire de *S. pilchardus* favoriserait donc le transfert des contaminants métalliques à travers la chaîne alimentaire. Par ailleurs, les particules en suspension dans l'eau provenant des sédiments contaminés pourraient rendre ce métal plus disponible dans la colonne d'eau.

Les concentrations élevées de ces contaminants métalliques en hiver et automne seraient probablement liées à une disponibilité alimentaire pour *M. barbatus barbatus* (basée essentiellement sur des organismes benthiques filtreurs comme les mollusques) et à une intensification de l'activité alimentaire durant cette période, vu que cette espèce se prépare à assurer sa physiologie de reproduction. L'apport anthropique (activités de l'homme) est probablement important durant ces deux saisons. Selon Martinez-Gomez *et al.* (2012) l'évolution de l'état physiologique du poisson en cette saison lié à la reproduction influencerait l'accumulation de ces contaminants métalliques. En effet, Layachi *et al.* (2007) rapportent que le coefficient de vacuité de *M. barbatus barbatus* présente des fluctuations saisonnières, où les valeurs minimales ont été observées en décembre et en janvier, avec un début de chute à partir du mois de juillet. En côte Ouest algérienne, Borsali (2015) a rapporté une hausse plus au moins accrue des polluants chez *Mullus surmuletus* (Linnaeus, 1758) de la fin de l'été s'étalant aux périodes automnales et hivernales coïncidant parfaitement avec les périodes du repos sexuel. C'est le cas de nos résultats pour le Cd et l'Hg où les concentrations augmentent à partir du mois de juillet, après le déclin observé entre avril et juillet des concentrations du Cd et Hg (période à faible alimentation

et phase de physiologie de reproduction). Il faut noter que certains facteurs de l'environnement pourraient favoriser l'accumulation de ces contaminants métalliques chez les poissons tels que l'augmentation des températures ainsi que d'autres paramètres physico-chimiques du milieu (Phillips, 1980). Ainsi l'apport de ces contaminants métalliques dans le milieu (lié à l'activité anthropique de l'homme), les rendant disponibles et en contact direct avec les espèces de poissons. Les concentrations élevées en Pb durant la période de reproduction (printemps et été : période à faible alimentation) pourraient être liées à plusieurs facteurs favorisant l'accumulation du Pb dans le muscle et foie de l'espèce comme la température (augmentation de l'activité métabolique), l'apport des contaminants, la diffusion à travers la barrière cutanée de ce métal, le déplacement des spécimens vers la côte (plus contaminée) pour se reproduire. Selon (El Bouhaliet *al.*, 2008) les processus de diffusion du plomb par la barrière cutanée seraient des mécanismes possibles à l'origine de la bioconcentration du plomb chez les poissons. Ce qui expliquerait dans notre cas, l'augmentation des concentrations du Pb de Mai à Juillet (période à faible alimentation et de reproduction). Le transfert trophique de ces contaminants métalliques (l'automne/hiver) est donc noté durant les saisons d'accumulation de réserves chez cette espèce. Lalami (1979) et Merbough (1997) ont bien noté chez *M. barbatus barbatus* et *Sardina pilchardus* une activité hépatique accrue survenant avant et après la ponte, ce qui explique l'accumulation élevée des polluants avec le régime trophique. L'hypothèse probable pour l'accumulation de ces contaminants métalliques en saisons chaudes (dans notre cas début printemps et fin été) serait en relation l'apport des polluants et l'activité métabolique des poissons. Kargin (1996), note en effet, une différence des concentrations en contaminant dans les tissus du *M. barbatus barbatus* liée au changement saisonnier, ainsi la saison chaude enregistre les concentrations les plus importantes et cela coïncide avec l'épandage de fertilisant, et une augmentation de l'activité métabolique des poissons liée à la température.

La compréhension et la formalisation des liens entre exposition et bioaccumulation sont essentielles pour mieux évaluer et prédire la biodisponibilité des contaminants, et la toxicité des milieux aquatiques. Cependant, ce lien est complexe, car il dépend à la fois du métal considéré, de la composition physicochimique du milieu et de facteurs biotiques propres à l'organisme exposé (Rainbow, 2002). Il a été par exemple largement montré que certains

cations majeurs de l'eau ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , etc.) pouvaient influencer l'entrée des contaminants métalliques dans les organismes en raison de leur pouvoir compétiteur avec les contaminants métalliques, au niveau des sites biologiques d'internalisation (Bourgeault *et al.*, 2010). Chez le gammare, il a été observé au laboratoire qu'une augmentation des teneurs calciques du milieu d'exposition diminuait l'accumulation du Ni et du Cd (Lebrun *et al.*, 2011). La bioaccumulation peut également être modulée par des facteurs biologiques tels que la taille, le cycle de reproduction ou encore l'« histoire de vie » des organismes comme une pré-exposition à des contaminants métalliques. Chez *Gammarus pulex*, une récente étude a montré que les concentrations en contaminants métalliques chez des organismes autochtones étaient plus faibles que chez des organismes transplantés provenant d'un site de référence (Khan *et al.*, 2011). Les auteurs ont suggéré que ces organismes autochtones avaient développé des mécanismes d'adaptation visant à minimiser l'internalisation des contaminants métalliques.

Le pH ne semble pas affecter l'efficacité d'assimilation des contaminants métalliques chez deux espèces de poissons côtiers d'environnements tempéré (le turbot) et tropical (le poisson-clown) chez des contaminants métalliques essentiels (Co, Mn et Zn) et non-essentiels (Ag). Concernant la température, chez le turbot, un léger effet positif a été observé pour le Zn uniquement. Concernant la salinité, pour la même espèce, là aussi les effets sont contrastés avec une efficacité d'assimilation (AE) du Mn plus basse à la salinité la plus haute alors que ce facteur environnemental ne semble pas affecter l'AE du Zn chez la même espèce. L'ensemble de ces résultats indiquent que les facteurs environnementaux étudiés ont un effet limité sur le transfert trophique des contaminants métalliques chez les poissons (Pouil, 2017).

Nishimura et Kumagai (1983) notent le déplacement du mercure du sédiment où il est méthylyé à destination du poisson où la proportion de mercure méthylyé est beaucoup plus élevée (70 à 90 % du mercure total). Suivant ces mêmes auteurs, de nombreuses transformations chimiques du mercure se déroulent aux interfaces entre l'eau et les particules en suspension et entre l'eau et les sédiments. Elles sont liées aux caractéristiques de sorption vis-à-vis des composés du mercure et de ses ions, aux conditions physico-chimiques du milieu et à la présence de microorganismes qui eux dépendent des fluctuations saisonnières (rapports scientifiques d'IFREMER, 1990). D'après ces mêmes

rappports, une grande quantité d'Hg (II) introduite dans le sédiment entraîne une grande quantité de C-Hg<sup>+</sup> retenu par le poisson.

Certains facteurs environnementaux favoriseraient la quantité du mercure méthylé fixé par les poissons. L'augmentation de la température (saisons chaudes) entraîne une augmentation de la quantité de mercure méthylé fixé par le poisson. Au printemps l'augmentation de la température va renforcer le développement du phytoplancton (bloom phytoplanctonique), puis en fin printemps début de l'été la température est très favorable pour le développement du zooplancton donc, une production secondaire conséquente pour les espèces de poissons planctonophage. Ce processus de développement primaire et secondaire est probablement accompagné d'une accumulation de contaminants métalliques dans les premiers maillons de la chaîne alimentaire. Durant le printemps, et à la venue de l'automne jusqu'au début de l'hiver, *S. pilchardus* s'alimente de zooplancton probablement contaminé favorisant donc sa bioaccumulation dans ses différents organes. Le pH de l'eau de mer est un facteur important aussi, en effet, plusieurs travaux ont montré qu'à un pH de l'eau voisin de 7,1 la fixation de mercure méthylé par le poisson est plus élevée qu'à un pH de 3,8 ou à un pH de 9,7. Les proportions du mercure méthylé par rapport au mercure total sont, pour différents compartiments de la biomasse, approximativement 40 % pour les invertébrés benthiques et 85 % pour les poissons. Plusieurs auteurs ont soulevé l'effet de la température par exemple sur l'absorption et l'accumulation des contaminants métalliques par les mollusques bivalves. Ainsi, [Ritz et al. \(1982\)](#) ont trouvé que le taux d'accumulation du Cu, Zn et Pb par *Mytilusedulis* baisse quand la température s'élève ([Ritz et al., 1982](#)). Le couple salinité/température soit à l'origine des fluctuations saisonnières de l'accumulation des contaminants métalliques. Des observations similaires ont été rapportées par [Asso \(1984\)](#) chez la moule *Pernaperna* et *Mytilusgalloprovincialis* en Baie d'Alger. D'autres auteurs ont soulevé l'influence du pH sur la biodisponibilité et la bioaccumulation des contaminants métalliques en agissant sur leur spéciation chimique. En règle générale, cette disponibilité est très importante quand le milieu est alcalin ([Luoma, 1983](#)). Les facteurs abiotiques par leur action sur les processus physiologiques liés au métabolisme et surtout à la reproduction (maturité sexuelle, ponte, développement larvaire des œufs) joueraient un rôle important dans la variation saisonnière de la bioaccumulation des contaminants métalliques. Dans l'océan, [Patterson \(1976\)](#), puis [Schaule et Patterson](#)

(1983), estiment qu'à peine 10 % du plomb se trouve sous forme particulaire. L'adsorption du plomb sur la matière particulaire est fonction du pH et augmente avec ce dernier. [Lion et al. \(1982\)](#) ont montré que les courbes d'adsorption du plomb en fonction du pH ne sont pas réversibles ou que les cinétiques de désorption sont extrêmement lentes.

En milieu marin où la concentration en chlorure est importante, la formation de chlorocomplexes limite cette adsorption. Dans les estuaires, il existe une augmentation puis une diminution du cadmium dissous avec l'augmentation de la salinité attribuable en grande partie à la mobilisation du cadmium à partir de la matière en suspension et à la formation de chlorocomplexes très stables et très solubles lorsque la chlorinité augmente ([Elbaz-Poulichet et al., 1987](#)). L'absorption par l'eau représente la voie préférentielle d'accumulation du cadmium par le zooplancton. Toutefois, la ration alimentaire est importante dans la bioconcentration. Il semble que dans le cas du cadmium, la part de l'absorption en solution soit prépondérante, en particulier chez les petits organismes. Cela résulterait de leur plus grande surface disponible pour l'adsorption du métal par rapport au volume corporel ([rapports scientifiques d'IFREMER, 1989](#)). Les travaux d'[Arniard-Triquet et al. \(1983\)](#), de [Métayer et al. \(1980\)](#) et de [Dubé \(1982\)](#) montrent une diminution des teneurs en cadmium avec le niveau trophique des organismes. C'est à cette même conclusion qu'aboutit aussi la revue de [Biddinger et Gloss \(1984\)](#). Il faut s'attendre à ce que la richesse en cadmium de la nourriture soit un facteur déterminant le niveau de concentration dans l'animal, sans pour autant que cela doive impliquer une biomagnification entre le prédateur et sa proie.

Il est bien établi que les flux de contaminants métalliques dans les fleuves varient saisonnièrement en fonction des caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau considéré, des périodes de crue au cours desquelles une proportion importante des quantités de contaminants charriés annuellement est transportée ([rapports scientifiques d'IFREMER, 1989](#)).

➤ **Comparaison avec les normes et les travaux réalisés dans le bassin méditerranéen**

Ces concentrations augmentent en fonction du niveau trophique, selon [les rapports scientifiques IFREMER \(1990\)](#), les teneurs en mercure total qui sont exprimées en ng Hg.g-1 de matière sèche, sont centrées autour de 90 pour le microplancton et les algues et sont

proches de 130 pour les Euphausidés. Elles atteignent 160 à 270 dans les mollusques bivalves et 280 à 700 dans les petits poissons, notamment les clupéidés. Ces résultats confirment l'augmentation des teneurs dans les espèces avec leur niveau trophique et dans plusieurs espèces avec le poids des organismes. Beaucoup de travaux montrent des différences significatives entre espèces et lieux de pêche et qu'il existe des différences significatives pour une même espèce entre l'Atlantique et la Méditerranée (ex. merlu, congre, roussette) ([Rapports scientifiques IFREMER, 1990](#)).

Les résultats de comparaisons des valeurs de ces trois contaminants métalliques font ressortir, que les bassins Nord africain et oriental enregistrent les concentrations les plus élevées en contaminants métalliques (Pb, Cd et Hg), en revanche, les concentrations de ces contaminants métalliques restent faibles dans le bassin occidental (mise à part le Hg qui marque une valeur élevée en Italie pour *sardina pilchardus* et le Cd qui marque une valeur élevée en Espagne pour *M. barbatus barbatus*), ceci nous laisse penser que plus d'efforts sont déployés dans le management de la pollution (la gestion des déchets par la mise en place de stations d'épuration fonctionnelles et efficaces) par les pays de la rive nord de la Méditerranée.

Les résultats consignés dans le tableau confirment clairement que les concentrations des contaminants métalliques varient en fonction des espèces (appartenant au même domaine : espèces pélagiques ou benthiques), et restent tributaire de plusieurs facteurs notamment, ceux liés à l'éthologie, à l'écologie et à la résistance (système de détoxification performant) de l'espèce, ainsi qu'au milieu que côtoient ces différentes espèces de poissons.

➤ **Niveau de contamination en fonction de la taille et de la condition de *Sardina pilchardus* et de *M. barbatus barbatus***

Ces résultats révèlent que le mercure contamine surtout les spécimens dont la taille est relativement importante de ce poisson, les résultats obtenus pourraient avoir comme explication, la fixation dans les êtres vivants du MeHg (provient de l'alimentation ou de l'eau) dix fois plus rapidement que celle du Hg inorganique ([Huckabee et al., 1979](#)). Pour le Hg, les grands spécimens ont plus de cinétique, pour de nombreuses espèces de poissons, les concentrations de l'Hg augmentent en fonction de la longueur standard, du poids

corporel et de l'âge des individus (Doyon *et al.*, 1998). Divers contaminants métalliques sont responsables de l'altération des niveaux des substances métaboliques ce qui pourrait résulter du dysfonctionnement des systèmes enzymatiques. Lorsque l'exposition augmente, la capacité des systèmes de détoxification peut se trouver dépassée. Le temps de séjour, ou rémanence, du MeHg dans les organismes est bien supérieur à celui du Hg inorganique (Gottofrey et Tjälve, 1991 ; Meili, 1991). Cossa (1990) confirme que la bioaccumulation de ce métal augmente avec la longévité et les niveaux trophiques. Le pourcentage de mercure méthylé par rapport au mercure total a tendance à augmenter avec l'âge des animaux et vers les niveaux trophiques supérieurs (rapports scientifiques IFREMER, 1990). Il existe des variations relativement importantes pour une même classe d'organismes, le plus souvent dues à des différences de taille entre individus (rapports scientifiques IFREMER, 1990).

Les concentrations élevées de ces deux contaminants métalliques chez les petits spécimens pourraient être liées aux mécanismes insuffisamment développés pour la neutralisation des contaminants métalliques (Cossa *et al.*, 1992). Il est bien connu que l'un des facteurs les plus importants qui jouent un rôle significatif dans l'accumulation des contaminants métalliques chez les animaux marins est l'activité métabolique (Roesijadi et Robinson, 1994). On sait également que l'activité métabolique d'un jeune poisson est normalement plus élevée que celui d'un individu plus âgé. Ainsi, l'accumulation de contaminants métalliques a été démontrée être plus élevée chez les jeunes (petits spécimens) que chez les plus âgés (Nussey *et al.*, 2000 ; Widianarko *et al.*, 2000). Nos résultats corroborent avec ceux de Canli et Atli (2003) qui rapportent que les concentrations de Pb chez *S. pilchardus* sont en relations négatives avec la longueur de ce poisson. Par contraste avec le foie, aucune corrélation significative n'a été trouvée entre les niveaux de Pb dans le tissu musculaire et la longueur de *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) et *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758). Nos résultats corroborent également avec plusieurs travaux scientifiques qui ont démontré que l'accumulation de contaminants métalliques est plus élevée chez les jeunes que chez les plus âgés de *M. barbatus barbatus* (Elder et Collins, 1991 ; Canli et Furness, 1993b ; Nussey *et al.*, 2000 ; Widianarko *et al.*, 2000). Cette tendance à la diminution de la concentration des contaminants métalliques, dans les gros poissons, a été soulignée dans les travaux de Pourang *et al.* (2005) qui expliquaient ce

résultat par un effet de dilution avec la croissance et l'échange d'ions dans les milieux du poisson. Par contraste avec le foie, aucune corrélation significative n'a été trouvée entre les niveaux de Pb dans le tissu musculaire et la longueur de *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) et *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758). [Gaspic et al. \(2002\)](#) ont montré que les concentrations de Cd et de Pb dans le foie diminuent avec la longueur croissante de *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) et *M. barbatus barbatus*. Dans un milieu peu contaminé, les concentrations en Pb dans le muscle de poisson ont tendance à diminuer avec l'augmentation en taille ([Cossa et al., 1992](#)). Si la croissance de l'organisme est plus rapide que l'accumulation de métal, la concentration en contaminants métalliques observées diminue avec l'âge et le poids, même si la teneur totale en métal peut augmenter. [Kayalto et al. \(2014\)](#) rapportent que la concentration du Cr diminuait dans le foie, la chair et les os avec l'augmentation de l'âge. Le cadmium présente des caractéristiques chimiques proches de celles du calcium, en particulier le rayon ionique, facilitant ainsi sa pénétration dans les organismes ([Borchardt, 1985](#)). Des travaux menés sur l'influence du stade de vie de juvéniles et d'adultes de *Monodactylus argenteus* (Linnaeus, 1758) et de *Scatophagus argus* (Linnaeus, 1766) sur le transfert trophique des contaminants métalliques ont démontré des profils de concentration comparable entre les juvéniles et les adultes des deux espèces pouvant résulter d'un métabolisme similaire ([Jacob, 2017](#)).

Bien qu'il y ait des différences de taille importante. Ainsi, des résultats complémentaires concernant l'effet de la taille (âge) sur l'assimilation des contaminants métalliques chez les juvéniles de *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758) ont révélé que dans la gamme de taille utilisée, l'assimilation des contaminants métalliques reste la même du métal non-essentiel (Cd). Chez d'autres espèces de poissons le résultat peut être différent, en effet, [El morhit et al. \(2013\)](#), rapportent nettement une corrélation linéaire entre la taille et la concentration de l'élément métallique (Cd) chez *Pagellus acarne* (Risso, 1827). Il existe d'importantes variations des concentrations de Cd d'une espèce à l'autre et pour une même espèce avec l'âge, le sexe et le développement des gonades ([Shackley et al., 1981](#)). Les teneurs sont légèrement plus élevées dans les poissons pêchés à proximité des côtes que dans ceux pêchés au large ([Thibaud, 1976](#)).

Les valeurs de K de Fulton et l'HSI de *S. pilchardus* et *Mullus barbatus barbatus* prennent des valeurs élevées dans les sites pollués et ne semblent pas être affectés par le Pb, Cd et Hg, dépassant souvent les normes réglementaires dans le foie des deux espèces d'étude et surtout dans le muscle de *M. barbatus barbatus*. Elle se pourrait que ces poissons capitalisent bien leurs réserves énergétiques (bonne condition et embonpoint) malgré la présence de polluants dans leurs écosystèmes, et ceci ne pourrait se faire que si certaines conditions soient réunies (disponibilité alimentaire, système de détoxification et de neutralisation des contaminants métalliques performant, stade de son ontogénie (jeunes poissons)). Louiz *et al.* (2018) rapportent une augmentation des rapports hépato-somatique (HSI) chez *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814) peuplant un milieu caractérisé par une contamination chimique chronique (lagune de Bizerte). En revanche, ils signalent dans un site de référence à faible contamination, de faibles valeurs des indices de condition (K) de ce poisson. Au niveau de la côte Ouest de l'Algérie, les comparaisons des niveaux d'accumulation des contaminants métalliques dans la partie molle de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) ont permis de montrer l'existence d'une corrélation inversement proportionnelle entre la bioconcentration de ces polluants et le coefficient de condition, en particulier pour le zinc, cadmium et fer (Taleb *et al.*, 2007). Les fluctuations de ces indices peuvent être attribuées à divers facteurs tels que le statut reproducteur, la disponibilité de la nourriture (Chellappa *et al.*, 1995). Plusieurs études ont par ailleurs mentionné l'intérêt de l'utilisation de ces paramètres dans l'évaluation des effets d'un stress environnemental au niveau d'un organe cible ou d'un organisme entier (Lloret *et Planes*, 2003).

La toxicité des contaminants métalliques ou d'autres polluants pourrait impacter les paramètres biologiques des poissons, ces derniers considérés comme plus résistants aux polluants que les mollusques ou les crustacés, ont une réponse très variable à l'action des contaminants métalliques. La toxicité aiguë varie aussi en fonction de la température et de la salinité du milieu (Denton *et Burdon-Jones*, 1982 ; Mallatt *et al.*, 1986). Il y a bien longtemps, Nelson *et al.* (1977) ont bien montré que la toxicité du mercure vis-à-vis d'*Argopecten irradians* était accrue par un effet synergique entre température élevée et salinité faible. Des effets sur la respiration, la croissance, la reproduction et le développement ont été montrés chez de très nombreuses espèces, même à des

concentrations relativement faibles en mercure. Hilmy *et al.* (1981) trouvent une très forte augmentation des sécrétions de mucus qui empêchent les échanges gazeux dans les branchies des poissons *Aphanius* intoxiqués par des concentrations relativement élevées en mercure. Les variations de salinité semblent avoir une influence sur la toxicité du plomb ; peut-être par le fait des différences de spéciation chimique. Jones (1975) montre que pour les crustacés isopodes euryhalins *Jaera albifrons* et *Jaera nordmanni*, une diminution de la salinité au cours de l'expérience produit une augmentation de la toxicité du plomb.

Nous signalons ici que des anomalies ont été observées à l'extérieur (nodules branchiaux, érosion et noircissement des nageoires) et à l'intérieur (nodules rénaux blanchâtres, taches blanchâtres à légèrement jaunâtres tapissant la surface du foie) du corps de certains spécimens de *M. barbatus barbatus* (jeunes et adultes) des deux sites, la baie d'Alger et le golfe de Bejaia. Ces anomalies ne sont peu fréquentes dans nos échantillons et les origines pourraient être liées à plusieurs facteurs : qualité du milieu (polluants), physico-chimie du milieu, pathologies (bactéries, parasites, champignons), etc. Très peu d'études ont mis en évidence la relation directe pollution par contaminants métalliques-pathologies de poissons marins. Une contamination expérimentale en laboratoire de l'anguille *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) par l'eau, le sédiment et par voie trophique (Bruslé, 1994) ont montré des Lésions histo-cytopathologiques des organes impliqués dans l'absorption (le rein et les branchies) et l'accumulation (le foie) des contaminants métalliques présentent des altérations tissulaires et cellulaires. Le Cd provoque des lésions graves dans les branchies (œdème, fusion lamellaire, nécrose), le foie (cirrhose, fibrose) et le tégument (érosion, ulcération), toutes plus sévères en eau douce qu'en eau saumâtre (Gony *et al.*, 1988). Richard *et al.* (1977) ont mené une enquête sur les maladies des poissons au littoral de Nord-Pas-de-Calais et ont rapporté que les pathologies détectées sont un phénomène côtier. Ils notent que la prise des poissons nécrosés diminue au fur et à mesure que l'on va vers le large. Des nodules observés chez *Gadus morhua* (Linnaeus, 1758) et *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758).

sont concentrés au niveau du foie et de la rate. Le foie de *Gadus morhua* (Linnaeus, 1758) nécrosées présente souvent de nombreux nodules blanchâtres. *Pleuronectes platessa* (Linnaeus, 1758) est plus sujet à la "maladie érosive des nageoires". Une étude récente

confirme la variation de degré de pollution entre la côte et le large où les concentrations les plus faibles sont trouvées au large (Mzoughi, 2005). Plusieurs chercheurs soulignent par ailleurs que pour de nombreuses maladies ulcératives ou nodulaires observées chez les poissons il est difficile de préciser l'étiologie des troubles.

➤ **Risques sanitaires pour les consommateurs de *Sardina pilchardus* et de *M. barbatus barbatus***

Ces résultats montrent que l'apport de consommation du Pb, Cd et Hg contenu dans le muscle de *Sardina pilchardus* et de *M. barbatus barbatus* de nos côtes ne dépasse pas le niveau de sécurité. Les trois contaminants métalliques dosés dans le muscle de *Sardina pilchardus* et de *M. barbatus barbatus* de la côte est algérienne ne présente jusqu'à maintenant aucun risque sur la santé des consommateurs de ce poisson.

Il serait plus judicieux de baser les normes d'ingestion non plus sur le mercure total mais sur le mercure méthylé. En effet, il est maintenant clair que de faibles variations de la concentration en mercure total dans l'eau ou de pourcentage de mercure méthylé peuvent induire par le jeu de la bioaccumulation des variations considérables dans la chair de certains poissons. Un écosystème soumis à une concentration en mercure de 1,5 ng.L<sup>-1</sup>, dont 1 % sous forme de méthylmercure, induirait chez les thonidés des teneurs en mercure proches de 0,8 mg.kg<sup>-1</sup> (p.s.). Le même écosystème soumis à la même concentration de mercure total mais comportant 10 % de méthylmercure génèrerait une concentration dans la chair de thon quatre fois plus élevée (3,4 mg.kg<sup>-1</sup>, p.s.) (Rapports scientifiques IFREMER, 1990). Amiard *et al.* (1982) et Bernhard et Andreae (1984) constatent l'absence de biomagnification du plomb. Ces derniers auteurs en concluent même que les concentrations en plomb dans les produits de la mer sont suffisamment bas, comparées aux produits terrestres, pour qu'on puisse les négliger en tant que vecteur de plomb jusqu'à l'homme.

➤ **Comparaison de degré de contamination entre l'espèce pélagique *Sardina pilchardus* et l'espèce benthique *Mullus barbatus barbatus***

*M. barbatus barbatus* est une espèce de poisson fouisseur plus exposé aux contaminants via les sédiments tandis que *Sardina pilchardus* est une espèce pélagique

sans contact directe avec le sédiment. Il faut noter que la vase dans laquelle se nourrissent les fouisseurs est un véritable piège à contaminants métalliques et constitue le compartiment de l'environnement le plus riche en métal (Labat *et al.*, 1977). Les crustacés amphipodes, les polychètes, et les mollusques bivalves sont la nourriture principale *M. barbatusbarbatus*. Son estomac contient du sable et des coquillages du fait de sa nourriture sur le fond (Layachi, 2007). En tant que filtreurs, les bivalves sont réputés être de bons indicateurs de pollution (Gaitonde *et al.*, 2006). L'accumulation des polluants dans les coquillages relève bien plus de phénomènes chroniques que d'accidents passagers (Claisse, 1992). En général, il a été montré que les contaminants métalliques sont essentiellement liés à la phase organique et argileuse des sédiments (Bloom et Ayling, 1977 ; Martin et Meybeck, 1979). Plus le sédiment est fin, plus il est riche en contaminants métalliques. Ainsi, dans le milieu aquatique, les contaminants métalliques sont sujets à la précipitation, la complexation, l'adsorption et la solubilisation, et cela dépend des propriétés physiques et chimiques du milieu (Silva, 2002). Les dépôts atmosphériques de l'Hg qui sont dominants en surface et les apports anthropiques favorisent davantage son abondance en surface d'où son accumulation chez les espèces pélagique telle que *Sardina pilchardus*. Chez cette dernière, ces contaminants métalliques (Cd et Pb) sont intégrés dans le zooplancton ce qui pourrait favoriser leur accumulation

# *Conclusion Générale*

Les résultats de la présente étude font ressortir des informations importantes sur le niveau de contamination (par le Pb, Cd et Hg) et la salubrité de la sardine, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) et du rouget-barbet de vase, *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758) destinés aux consommateurs de la côte algérienne. Ils mettent en lumière la relation de la contamination par ces contaminants métalliques et les différents paramètres biologiques mesurés chez ces espèces de poisson. Ces résultats renseignent par ailleurs sur l'état de santé des écosystèmes côtiers occupés par ces des espèces sentinelles.

Les concentrations moyennes de ces trois contaminants métalliques mesurées dans le foie de *S. pilchardus* et *M. barbatus barbatus* ont toujours été supérieures à celles enregistrées dans le muscle quels que soient le site et le lot de taille de ces poissons. Par ordre décroissant, le foie de *S. pilchardus* et *M. barbatus barbatus* concentre le Cd, le Pb et l'Hg. Le foie constitue le lieu d'accumulation de ces contaminants métalliques et représente vraisemblablement l'organe accumulateur et détoxifiant. En effet, une protéine à faible poids moléculaire (métallothionéine), se concentrant essentiellement dans le tissu hépatique des poissons est spécialisée dans la chélation de ces contaminants métalliques. Beaucoup de travaux scientifiques ont d'ailleurs bien montré que des organes impliqués dans la digestion et l'excrétion tels que le foie, les branchies, le rein, de même que les globules rouges et la rate possèdent des teneurs relativement élevées de contaminants métalliques. La concentration en mercure disponible dans le milieu et le régime alimentaire, déterminent les concentrations trouvées dans les organismes aquatiques. Les spécimens de la sardine, *S. pilchardus* et du rouget-barbet de vase, *M. barbatus barbatus* des deux baies, Bejaia et Dellys, présentent des concentrations moyennes élevées en Hg. Les sources de ce contaminant métallique dans ces deux sites sont multiples, mais restent globalement liées aux émissions atmosphériques de l'industrie et de l'incinération des ordures qui à travers les ruissellements ou les cours d'eaux contaminent les eaux côtières des deux régions. Selon les [rapports scientifiques de l'IFREMER \(1990\)](#), l'Algérie est cinquième producteur du mercure au monde après l'Espagne, la Russie, la Chine et les Etats unis.

Les concentrations les plus élevées de Pb ont été notées chez la sardine, *S. pilchardus* des baies de Dellys et d'Alger. Chez le rouget-barbet de vase, *M. barbatus barbatus* les concentrations les plus élevées de Pb ont été notées en baie d'Alger. Ce métal provient

principalement des activités liées aux usages domestiques industrielles (cimenteries, les centrales thermiques, de la métallurgie des contaminants métalliques ferreux et non-ferreux, incinérations, etc.). Les émissions de plomb ont été longtemps dominées par le transport automobile du fait de la présence de plomb dans l'essence et du fait d'un réseau routier de plus en plus développé dans la région nord de l'Algérie. Aujourd'hui, l'activité portuaire à travers sa large utilisation du plomb, dans les filets de pêcheurs, la forte consommation en carburant par les barques à moteurs ainsi que la nature des peintures de coques des différentes embarcations sont à l'origine de fortes concentrations en plomb, sans oublier, les activités de réparation navale au port d'Alger utilisant des pigments de peinture à base de plomb et entraînant de grave pollution des fonds marins (sédiments marins).

Concernant le Cd, les concentrations les plus élevées ont été retrouvées chez la sardine, *S. pilchardus* et le rouget-barbet de vase, *M. barbatus barbatus* de la baie d'Alger. Cette dernière reçoit le Cd d'un réseau industriel développé, à travers les rejets dans l'atmosphère, l'eau, et les terres. Il faut noter également que ce métal provient de l'incinération des déchets ou brûlage à l'air libre de déchets contenant du Cd, sans oublier les émissions naturelles (l'altération et l'érosion des roches).

Ces trois contaminants métalliques ont été retrouvés en concentration élevée tantôt chez les petits spécimens, et tantôt chez les grands spécimens. L'activité métabolique d'un jeune poisson est normalement plus élevée que celui d'un individu plus âgé ce qui pourrait expliquer les concentrations élevées de l'Hg et du Cd chez les petits spécimens de *S. pilchardus* de la baie d'Alger et les concentrations élevées du Hg dans le muscle chez les petits spécimens de *M. barbatus barbatus* à Dellys, et du Cd et du Pb chez les petits spécimens de *M. barbatus barbatus* de la baie d'Alger. En revanche, les grands spécimens ont plus de cinétique, pour de nombreuses espèces de poissons, les concentrations du Hg et du Cd augmentent en fonction de la longueur standard, du poids corporel et de l'âge des individus. La bioaccumulation du Hg et du Cd augmente avec la longévité et les niveaux trophiques chez les grands spécimens de *Sardina pilchardus* des baies de Bejaia et Dellys où les concentrations sont probablement élevées dans le milieu.

Les concentrations les plus élevées de Pb ont été notées chez les spécimens de petite taille de *S. pilchardus* (jeunes poissons) des baies d'Alger et de Dellys. Ce résultat pourrait

avoir comme explication soit les mécanismes insuffisamment développés pour la neutralisation des contaminants métalliques toxiques par ces jeunes sardines, soit à l'activité métabolique d'un jeune poisson, normalement plus élevée que celui d'un individu âgé. Ainsi, l'accumulation de contaminants métalliques a été démontrée être plus élevée chez les jeunes spécimens de poissons (petits spécimens) que chez les plus âgés.

Nos résultats montrent clairement que les concentrations de ces contaminants métalliques fluctuaient en fonction des saisons. Des travaux scientifiques antérieurs portant sur le régime alimentaire ont souligné que *S. pilchardus* présente un coefficient de vacuité faible en automne, en hiver et au printemps confirmant que ce poisson se nourrit intensément durant cette période (exclusivement du zooplancton), et favorisant ainsi la bioaccumulation de ces contaminants métalliques. Il faut noter la présence de contaminants métalliques adsorbés aux particules en suspension dans la colonne d'eau, qui peuvent atteindre le poisson via la nourriture ou l'absorption. Le coefficient de vacuité de *Mullus barbatus barbatus* présente des fluctuations saisonnières, où les valeurs minimales ont été observées en décembre et en janvier, avec un début de chute à partir du mois de juillet. Le transfert trophique de ces contaminants métalliques (l'automne/hiver) est donc noté durant les saisons d'accumulation de réserves chez cette espèce.

Les concentrations de Pb, de Cd et de Hg mesurées dans la chair de *S. pilchardus* ne dépassent pas la norme réglementaire, et dépassent légèrement le seuil de valeur réglementaire dans le foie pour le Cd. Les concentrations du Cd mesurées dans la chair de *Mullus barbatus barbatus* dépassent la norme réglementaire, et sont proches de la valeur réglementaire pour le Pb. Les travaux scientifiques réalisés le long du littoral algérien sur les concentrations du Pb, du Cd et du Hg dans le muscle des espèces de poissons pélagiques révèlent que *S. pilchardus*, est l'espèce sur laquelle les valeurs les plus élevées en Pb, Cd et Hg ont été mesurées. Ces mêmes travaux portant sur les concentrations du Pb, Cd et Hg dans le muscle des espèces de poissons benthiques révèlent que *M. barbatus barbatus*, est l'espèce sur laquelle les valeurs les plus élevées en Cd et Hg ont été mesurées.

Nous avons signalé durant cette étude des anomalies observées à l'extérieur (nodules branchiaux, érosion et noircissement des nageoires) et à l'intérieur (nodules rénaux blanchâtres, taches blanchâtres à légèrement jaunâtres tapissant la surface du foie) du corps de certains spécimens de *M. barbatus barbatus* (jeunes et adultes). Des travaux

scientifiques portant sur la relation directe entre la pollution par les contaminants métalliques et les pathologies de poissons marins ont souligné qu'une contamination expérimentale en laboratoire par l'eau, le sédiment et par voie trophique peut provoquer des lésions histo-cytopathologiques des organes impliqués dans l'absorption (le rein et les branchies) et l'accumulation (le foie) (Bruslé, 1994 ; Gony *et al.* 1988 ; Richard *et al.* 1977). Une comparaison interspécifique des deux espèces de poissons à comportement différents *M. barbatus barbatus* et *S. pilchardus* (échantillonnés dans les mêmes sites et durant la même période : montre que globalement *M. barbatus barbatus* accumule davantage les trois contaminants métalliques comparativement à *S. pilchardus*. Ceci est due à la nature et au cycle de vie de cette espèce de poisson fouisseur plus exposé aux contaminants via les sédiments, la vase dans laquelle se nourrit est un véritable piège à contaminants métalliques et constitue le compartiment de l'environnement plus riche en contaminants métalliques.

Ces résultats montrent par ailleurs que les apports en Pb, Cd et Hg par consommation du muscle de *Sardina pilchardus* et *M. barbatus barbatus* de nos côtes ne dépassent pas les niveaux de sécurité. Les trois contaminants métalliques dosés dans le muscle de *Sardina pilchardus* et *M. barbatus barbatus* (partie comestible) de la côte algérienne ne présentent jusqu'à maintenant aucun risque pour la santé des consommateurs de ces poissons malgré la nature démersale de *M. barbatus barbatus* côtoyant des milieux où les sédiments sont chargés en contaminants métalliques et des milieux qui sont situés près des rejets de ces contaminants métalliques.

Les comparaisons des valeurs de ces contaminants métalliques font ressortir, que les bassins Nord africain et oriental de la méditerranée, enregistrent les concentrations les plus élevées en contaminants métalliques (Pb, Cd et Hg). En revanche, les concentrations de ces contaminants métalliques restent faibles dans le bassin occidental (mise à part le Hg qui marque une valeur élevée en Italie pour *Sardina pilchardus* et le Cd qui marque une valeur élevée en Espagne pour *M. barbatus barbatus*). Ceci nous laisse penser que plus d'efforts sont déployés dans le management de la pollution (la gestion des déchets par la mise en place de stations d'épuration fonctionnelles et efficaces) par les pays de la rive nord de la Méditerranée.

Nos résultats confirment clairement que les concentrations des contaminants métalliques varient en fonction des espèces (appartenant au même domaine : espèces pélagiques ou benthiques), et restent tributaire de plusieurs facteurs notamment, ceux liés à l'éthologie, au cycle de vie, au comportement trophique et à la résistance (système de détoxification performant) de l'espèce, ainsi qu'au milieu que côtoient ces différentes espèces de poissons. Parmi les espèces pélagiques (saurel, anchois et sardinelle), *S. pilchardus* semble être un bon modèle biologique pour l'évaluation de la qualité des écosystèmes pélagiques et parmi les espèces benthiques (*Merluccius merluccius*, *Mullus surmuletus* et *Diplodus sargus*), *M. barbatus barbatus* semble être un bon modèle biologique pour l'évaluation de la qualité des écosystèmes benthiques.

Lors de prochains travaux de recherche similaires, il serait intéressant de :

- Développer les altérations physiologiques.
- Étudier les biomarqueurs (metallothionéine, stress oxydant) chez ses poissons.
- Intérêt de suivre dans le temps les concentrations dans le sédiment de ces zones et dans les poissons.
- Étendre les recherches à d'autres espèces bioindicatrices comme les bivalves dans les sédiments et ceux de la colonne d'eau (moule / huitre). Quels seraient les apports (autres impacts, sensibilité différente...).
- Étendre vers l'étude d'autres métaux qui pourraient être problématique (s'il y en a), puis sur d'autres contaminants organiques (macro et microplastiques par exemple...).

*Références  
Bibliographiques*

-A-

**A.E.E., 1999.** Le milieu marin et littoral Méditerranéen - état et pressions, Rapport de l'Agence Européenne pour l'Environnement [ci.après dénommée " AEE "], Copenhague. p11.

**A.E.E., 2006.** Agence Européenne pour l'Environnement. Problèmes prioritaires pour l'environnement méditerranéen. Rapport n°4/2006.P93.

**A.F.S.S.A., 2003.** Acides gras de la famille omega 3 et système cardiovasculaire : intérêt nutritionnel et allégations. Communiqué de l'AFSSA. 70 pp.

**A.F.S.S.A., 2004.** Avis relatif à la réévaluation des risques sanitaires du méthylmercure liés à la consommation des produits de la pêche au regard de la nouvelle dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP). Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, France.

**A.F.S.S.A., 2009.** Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'interprétation des résultats d'analyses en dioxines et PCB des poissons pêchés dans la rivière Doubs dans le cadre de la mise en œuvre du plan national d'action sur les PCB. Maisons-Alfort, France.

**A.N.S.E.S., 2010.** Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES). Consommation des poissons, Mollusques et crustacés : aspects nutritionnels et sanitaires pour l'Homme. Édition scientifique. [www.anses.fr](http://www.anses.fr).

**A.N.S.E.S., 2013.** Agence Nationale de sécurité sanitaire alimentation, environnement, travail. Exposition au plomb : effets sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100µg/l. Rapport d'expertise collective, Edition Scientifique.

**A.T.S.D.R., 1999.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for mercury. Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

**Abad R., Miquel J., Iglesias M. & Alvarez F., 1998.** Acoustic estimation of abundance and distribution of sardine in the North western Mediterranean. *Fisherie sresearch*, 34 : 239 - 245.

**Abbes M.A., 2015.** Etude de l'impact du poids corporel sur l'hypertension artérielle. Thèse de Doctorat. Université Djillali liabes. Algérie. 234p.

**Agence européenne pour l'environnement., 1997.** Le transport des polluants atmosphériques et ses effets, N° 6, 6p.

**Agency for Toxic Substances and Disease Registry., 2010.** Site de toxicologie, [PDF] Adresse URL:<http://www.atsdr.cdc.gov/toxguides/toxguide-13.pdf>.

**Aguirre H., 1997.** Presence of dentition in the premaxilla of juvenile *Mullus barbatus* and *M. surmuletus*. *Journal of Fish Biology*, 51: 1186-1191.

- Aguirre H., 2000.** Aspectos biológicos y ecológicos del salmonete de fango *Mullus barbatus* L. 1758 y el salmonete de roca *Mullus surmuletus* L., 1758 en Mediterraneo occidental. *Tesis de doctorado. CSIC. Ciencias del mar. Universidad politecnica de cataluna.* 213p.
- Agusa T., Kunito T., Sundaryanto A., Monirith I., Kan-atireklap S., Iwata H., Ismail A., Sanguansin J., Muchtar M., Seangtana T. & Tanabe S., 2007.** Exposure assessment for trace elements from consumption of marine fish in Southeast Asia. *Environ. Pollut.*, 145: 766-777.
- Ahearn G.A., Mandal P.K. & Mandal A., 2004.** Mechanisms of heavy-metal sequestration and detoxification in crustaceans: a review. *Journal of Comparative Physiology, Part B*, 174: 439-452.
- Ahmad M., 1972.** Marine pollution by oil and municipal wastes along the coast of Lebanon. Thèse de Doctorat. 285p.
- Aichiou L. & 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.
- Aidos I., Van der Padt A.V., Luten J.B. & Boom R.M., 2002.** Seasonal changes in crude and lipid composition of herring fillets, byproducts, and respective produced oils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50(16): 4589-4599.
- Albakjaji M., 2011.** La pollution de la mer Méditerranée par les hydrocarbures liée au trafic maritime. Thèse de doctorat. L'université de PARIS-EST. 299p.
- Aldbert Y. & Carries C., 1976.** Premiers résultats d'une étude quantitative de la reproduction de la sardine dans le Golfe de Lion. XXV<sup>ème</sup> Congrès. CIESM. Split.
- Aleman F. & Alvarez F., 1993.** Growth differences among sardine (*Sardina pilchardus* Walb.) populations in western Mediterranean. *Sci. Mar.*, 57, 229-234. Algérien effectuée par le navire océanographique BIZ CONDE, EZA. Algéro-Baléares (Pré-continent Algérien). *Mémoire Museum histoire Naturelle*. Paris.
- Ali Shokr, L., Ahmed Hassan, M. & Elbahy E.F., 2019.** Heavy Metals Residues (Mercury and lead) Contaminating Nile and Marine Fishes. *Benha veterinary medical journal*, 36(2):40-48.
- Alloway B.J. & Ayres D.C., 1997.** Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall, London. 394p.
- Al-Youssuf M.H., El-Shahawi M.S. & Al-Ghais S.M., 2000.** Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *Sci. Total. Environ.*, 256: 87-94.

**Amara R., 2010.** Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord. <https://doi.org/10.4000/vertigo.10129>

**Amiard J.C., Amiard-Triquet C. & Metayer C., 1982.** Distribution de quelques métaux (Cd, Pb, Cu, Zn) chez les organismes vivants de l'estuaire de la Loire et des zones côtières adjacentes. *Bull. Soc. Sc. nat. Ouest de la France*, 4: 153-168.

**Amiard J.C., Amiard-Triquet C., Metayer C. & Ferre R., 1983.** Etude du transfert de quelques oligoéléments métalliques entre le milieu sédimentaire estuarien et les poissons plats «mangeurs de sédiments». *Mar. Environ. Res.*, 10: 159-171.

**Amiard-Triquet C., Berthet B. & Martoja R., 1991.** Influence of salinity on trace metal (Cu,Zn,Ag) accumulation at the molecular, cellular and organism level in the oyster *Crassostrea gigas thumberg*. *biol.metals*, 4:144-150.

**Ankley G.T., Di Toro D.M., Hansen D.J. & Berry W.J., 1996.** Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 2056-2066.

**Annuaire statistique de la wilaya de Boumerdès., 2004.** D.P.A.T. 99p.

**Aouameur D., 1990.** Contribution à l'étude de certains métaux lourds dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger. Mém. Ing. I.S.M.A.L. 69p.

**Aranguren M.M.S., 2008.** Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de Doctorat. UNIVERSITE TOULOUSE III – PAUL SABATIER. 490p.

**Asso A., 1982.** Contribution à l'étude des polluants métalliques chez la moule *Perna perna* dans la région d'Alger. Thèse de doctorat en océanographie biologique. Université d'Aix Marseille II, France, 135p.

**Asso A., 1984.** Étude des teneurs globales en métaux lourds chez la moule *Perna perna* dans la région d'Alger. Variation de ces teneurs en fonction des paramètres biologiques. VIIème journées d'étude des pollutions, Lucerne, C.I.E.S.M.

**Atoui S., Djerrou Z., Boughrira, A. & Kada M., 2019.** Bioaccumulation of Cadmium and Lead in the Muscle Tissue of *Mullus barbatus* in Skikda and Jijel Bays Eastern Algeria. *International Letters of Natural Sciences*. 74, 10-17.

**Ayad F., 2010.** Etude de la pollution métallique par trois métaux lourds (Cd, Pb, Zn) dans les organes (Foie, muscle, gonades) chez le sar *Diplodus sargus (L. 1758)* pêché dans la baie d'Oran. Mémoire de magister. Université d'Oran.136p.

**-B-**

**Bachouche S., Houma F., Gomiero A. & Belkessa R., 2017.** Distribution and Environmental Risk Assessment of Heavy Metal in Surface Sediments and Red Mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and BouIsmaïl Bay (Algeria). *Environ Model Assess.* DOI 10.1007/s10666-017-9550-x.

**Bakalem A. & Romano J.C., 1982.** Pollution et peuplements benthiques dans la région algéroise. *Rapp. Comm. Int., Mer Médit*, Cannes. 687-697.

**Bakalem A., 1979.** Contribution à l'étude des peuplements benthiques de la baie d'Alger. Thèse de 3ème cycle. Université de Brest. 228p.

**Bakun A., 1996.** Patterns in the Ocean Processes and Marine Population Dynamics. University of California sea Grant, Sand Diego, California, Usa, in cooperation with centro de Investigaciones Biologicas de Noroeste, La Paz, Baja California Sur, Mexico, 323p.

Baléares (Précontinent Algérien). Tome XXIV. Edition de Muséum, Paris, France, 391p.

**Banaru D. & Perez T., 2010.** Bio-indicateurs – Biomarqueurs, Notes de cours. Marseille, Université de Marseille. 15p.

**Bandarra N.M., Batista I., Nunes M.L., Empis J.M. & Christie W.W., 1997.** Seasonal changes in lipid composition of sardine (*Sardina pilchardus*). *Journal of Food Science*, 62(1): 40-42.

**Baudrimont M., Andres S., Durrieu G. & Boudou A., 2003.** The key role of metallothioneins in the bivalve *Corbicula fluminea* during the depuration phase, after in situ exposure to Cd and Zn. *Aquatic Toxicology*, 63: 89-102.

**Beck A.M.R., 2011.** Contribution à l'étude de la contamination par les polluants organiques persistants et les métaux lourds des animaux de la chaîne alimentaire du bassin versant de la Loire : cas particulier des poissons. Thèse de Doctorat. Université Claude-Bernard - Lyon I.

**Belhoucine F., 2012.** Etude de la biologie, de la croissance et de la reproduction d'un poisson téléostéen le merlu (*Merluccius merluccius* L. 1758) et son utilisation comme indicateur biologique de la pollution par les métaux lourds (Zn, Pb, Cd) dans la baie d'Oran, Algérie. Thèse de doctorat. Université d'Oran. 275p.

**Belkacem O & Aurora M., 2018.** « De l'économie socialiste à l'économie de marché : l'Algérie face à ses problèmes écologiques », *Vertig O - la revue électronique en sciences de l'environnement*. Volume 18 numéro 2. DOI: 10.4000/vertigo.22166.

**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.

- Benadda H., 2009.** Evaluation de la pollution marine par trois métaux lourds (Cd, Pb, Zn), sur un poisson pélagique, la saurel (*trachurus trachurus* L. 1758): pêché dans la baie d'Oran. Mémoire de magister. Université d'Oran. 76p.
- Benamar N., 2006.** Evaluation de la pollution marine par trois éléments en trace métallique (Cd, Pb, Zn) sur un poisson pélagique, l'allache *Sardinella aurita* (Valencienne, 1847) pêchée dans la baie d'Oran. Mémoire de magister. Université d'Oran. 197p.
- Bendjelid A., 2009.** « Principaux résultats de l'exploitation exhaustive (du recensement général de la population et de l'habitat de 2008). Données statistiques, n° 527, 28 pages par wilaya, Office national des statistiques, Alger, 2009 », *Insaniyat*, 46, 91-92.
- 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 de Doctorat. Université de Tlemcen. 149p.
- Benguendouz A., 2018.** Caractérisation nutritionnelle, toxicologique et aptitudes technologiques de « *Sardina pilchardus* » pêchée dans la côte Algérienne. Thèse de doctorat. Université Abdelhamid Ibn Badis. Mostaganem. 163p.
- Benmakhlouf M., 2020.** La Méditerranée, mer la plus polluée du monde. <https://www.nationalgeographic.fr/environnement/2020/06/la-mediterranee-mer-la-plus-polluee-du-monde>
- Bensahla talet L., 2014.** Contamination du rouget de vase (*Mullus barbatus* L.1758) par quatre métaux lourds (Cd, Pb, Cu et Zn) pêché dans la baie d'Arzew. Mémoire de magister. Université d'Oran. 105p.
- Benslama H., 2003.** Apport détritique d'oued Isser et rôle du canyon d'Alger dans la dynamique des sédiments du plateau continental de la baie de Zemmouri El Bahri. Thèse de Magister. USTHB. 107p.
- Bentata–Keddar I., 2015.** Evaluation de la contamination métallique par trois métaux traces (Cd, Ni et Zn) du rouget de vase *Mullus barbatus* (L., 1758) pêché au niveau de la côte occidentale algérienne. Mémoire de Magister. Université d'Oran. 122p.
- Benzohra M. & Millot C., 1990.** Analyse des caractéristiques hydrologiques et circulation des masses d'eau dans la zone côtière Algérienne. *Camp. Oceano. Franç. Bull.* N°11- IFREMER pub.
- Bernal M., Stratoudakis Y., Coombs S., Angelico M.M., Lago de Lanzos A., Porteiro C., Sagarminaga Y., Santos M., Uriarte A., Cunha E., Valdés L. & Borchers D., 2007.** Sardine spawning off the European Atlantic coast : Characterization of spatio-temporal variability in spawning habitat. *Prog.Oceanog*, 74: 210-227.

- Bernhard M. & Andreae M.O., 1984.** Transport of Trace Metals in Marine Food Chains, p. 143-167. In : Changing Metal Cycles and Humain Health. NRIAGU, J.O. Ed *Life Sciences Research Report* 28. Dahlem Konferezen. Springer-Verlag, Berlin (Allemagne).
- Berthou A., 1989.** Le Plomb. *Annales des mines*, 25(30): 47-51.
- Bloom H. & Ayling, G.M., 1977.** Heavy metals in the Dervent Estuary. *Environ Geol*, 2: 3-22.
- Borchardt T., 1985.** Relationship between carbon and cadmium uptake in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol*, 85: 233-244.
- Borsali S., 2015.** Evaluation de la contamination métallique dans trois organes (foie, gonades et muscle) du Rouget de roche *Mullus surmuletus* (L. 1758) par quatre métaux lourds (Zn, Cu, Cd, Pb) pêché dans la baie d'Oran. Thèse de Doctorat. Université d'Oran, Algérie.
- Boucher C., Morin M. & Bendell L. I., 2016.** The influence of cosmetic microbeads on the sorptive behavior of cadmium and lead within intertidal sediments: A laboratory study. *Regional Studies in Marine Science*, 3 : 1-7.
- Bougis P., 1952.** Recherches biométriques sur les rougets (*Mullus barbatus* L., *Mullus surmuletus* L.). *Archives Zoologie expérimentale générale*, 89(2) : 57-174.
- Bouhamadouche M., 1993.** Sédimentologie du plateau continental Est-Algerois (Boumerdés – Boudouaou El Bahri). Mémoire de magistère. USTHB, Alger. 142p.
- Bourgeault A., Gourlay-Francé C. & Tusseau-Vuillemin M.H., 2010.** Modeling the effect of water chemistry on the bioaccumulation of waterborne cadmium in zebra mussels. *Environ. Toxicol. Chem*, 29: 2182–2189.
- Boyle EA., Sclater F. & Edmond J.M., 1976.** On the marine geochemistry of cadmium. *Nature, Lond*, 263 : 42-44.
- Brachet C et al., 2015.** Manuel sur la gestion et la restauration des écosystèmes aquatiques, dans les bassins des fleuves et des lacs. 96p. <https://www.riob.org/IMG/pdf/Manuel-2015-light.pdf>.
- Brennecke D., Duarte B., Paiva F., Caçador I. & Canning-Clode J., 2016.** Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuar. Coast. Shelf Sci*, 178: 189-195.
- Brignon J.M. & Malherbe L., 2005.** Cadmium et ses dérivés ; Rapport pour l'INERIS, Données technico-économiques sur les substances chimiques en France.
- Brosset C., 1981.** The Mercury Cycle. *Water, Air and Soil Pollut*, 16: 253-255.

**Browne M.A., Niven S.J., Galloway T.S., Rowland S.J. & Thompson R.C., 2013.** Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology*, 23: 2388-2392.

**Brugmann L., Danielson L.G., Magnusson B. & Westerlund S., 1985.** Lead in the North Sea and the North East Atlantic Ocean. *Mar. Chem*, 16 : 47-60.

**Bruslé J., 1994.** L'anguille européenne *anguillaanguilla*, un poisson sensible aux stress environnementaux et vulnérable a diverses atteintes pathogènes. *Bull. Fr. PêchePiscic*, 33(5) : 237-260.

**Budtz-Jorgensen E., Keiding, N. & GrandJean P., 1999.** Benchmark modeling of the Faroese methylmercury data, F. Report, Editor. US-EPA.

-C-

**C.N.D.P.A., 1999.** Rapport statistique annuel de l'activité de pêche en Algérie de l'année 1998: pp128.

**Callender E., 2003.** Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry*. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford. pp. 67-105.

**Campbell P.G.C. & Couillard Y., 2004.** Prise en charge et détoxification des métaux chez les organismes aquatiques. In: Pelletier E., Campbell P.G.C. & Denizeau F. (eds.), *Ecotoxicologie Moléculaire – Principes fondamentaux et perspectives de développement*. Presses de l'Université du Québec, Sainte-Foy, Québec. pp. 197-256.

**Canli M. & Atli G., 2003.** The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution*, 121: 129-136.

**Canli M. & Furness R.W., 1993b.** Toxicity of heavy metals dissolved in sea water and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Mar. Environ. Res*, 36: 217–236.

**Carpi A. & Lindberg SE., 1997.** Sunlight-Mediated Emission of Elemental Mercury from Soil Amended with Municipal Sewage Sludge. *Environ Sci Technol*, 31: 2085-2091.

**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 de Doctorat. Université de sud Toulon-Var. 363p.

**Caulet J., 1972.** Les sédiments organogènes du précontinent algérien. Thèse d'Etat. Univ de Paris. Mem. Mus. Paris. 97:100.

**CE., 2008.** Règlement (CE) No 629/2008 du 02 juillet 2008 modifiant le règlement (CE) No 1881/2006 modifiant le règlement (CE) no 1881/2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires.

**CE., 2014.** Règlement (CE) No 488/2014 du 12 mai 2014 modifiant le règlement (CE) no 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en cadmium dans les denrées alimentaires.

**CE., 2015.** Règlement (CE) No 1005/2015 du 25 juin 2015 modifiant le règlement (CE) No 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en plomb dans certaines denrées alimentaires.

**Cezard C., Haguenoer J.M., 1992.** Toxicologie du plomb chez l'Homme. *Lavoisier TEC et DOC*. p56, 145, 157, 166, 172.

**Chaffai, H.A., Cosson R.P., Amiard-Triquet C. & Abed A., 1995.** Physico-chemical forms of storage of metals (Cd, Cu and Zn) and metallothionein-like proteins in gills and liver of marine fish from Tunisian coast: ecotoxicological consequences. *Comp. Biochem. Physiol.*, 111C(2) : 329-341.

**Chahid A., 2016.** Quantification des éléments traces métalliques (cadmium, plomb et mercure total) de certains produits de la pêche débarqués dans la zone Essaouira-Dakhla : Evaluation des risques sanitaires. Thèse de Doctorat. Université Ibn Zohr. Morocco.

**Chalghmi H., 2015.** Étude de la pollution marine par les hydrocarbures et caractérisation de leurs effets biochimiques et moléculaires sur la palourde *ruditapes spp.* Thèse de Doctorat. Université de Bordeaux. 318p.

**Chellappa S., Huntingford F.A., Strang R.H.C. & Thomson R.Y., 1995.** Condition factor and hepatosomatic index as estimates of energy status in male three-spined stickleback. *J.Fish Biol.*, 47 : 775-787.

**Chemlal N., 1983.** Etude paléo morphologique et hydrogéologique de la vallée du Bas Isser (Algérie). Thèse de Doctorat. Grenoble. 229p.

**Chen C.Y., Stemberger R.S., Klaue B., Blum J.D., Pickhardt C. & Folt C.L., 2000.** Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnol.Oceanogr.*, 45(7): 1525– 1536.

**Cherif M., Benamor M.M., Selmi S., Gharbi H., Missaoui H. & Capapé C., 2011.** Food and feeding habits of red muller, *Mullus barbatus* (actinopterygii: Mullidae), of the northern Tunisian coast (central Mediterranean). *Acta. Ichtyol. Piscat.*, 41(2):109-116.

**Cherif M., Zarrad R., Gharbi H., Missaoui H. & Jarboui O., 2007.** Some biological parameters of the red mullet, *Mullus barbatus* (L., 1758) from the Gulf of Tunis. *Acta Adriatica*, 48(2): 131-144.

**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.

**Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J. & Galloway T. S., 2013.** Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47: 6646- 6655.

**Cole M., Lindeque P.K., Fileman E., Clark J., Lewis C., Halsband C. & Galloway T.S., 2016.** Microplastics Alter the Properties and Sinking Rates of Zooplankton Faecal Pellets. *Environmental Science & Technology*, 50 : 3239-3246.

**Coombs S.H., Smyth T.J., Conway D.V.P., Halliday N.C., Bernal M., Stratoudakis Y. & Alvarez P., 2006.** Spawning season and temperature relationships for sardine (*Sardina pilchardus*) in the eastern North Atlantic. *J.Mar.Biol.Ass. U.K.*, 86: 1245-1252.

**Coombs T.L. & George S.G., 1978.** Mechanisms of immobilisation and detoxication of metals in marine organisms. In "Physiology and behaviour of marine organisms". Proc. 12<sup>th</sup> Eur. Symp. Mar. Biol, Mcclusky D.S. and Berry A.J. (eds). *Pergamon Press*, Oxford, pp. 179 187.

**Copat C., Bella F., Castaing M., Fallico R., Sciacca S. & Ferrante M., 2012.** Heavy metals concentrations in fish from Sicily (Mediterranean Sea) and evaluation of possible health risks to consumers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88:78–83.

**Cossa D. & Fileman C., 1989.** Mercury concentrations in surface waters of the English Channel : a cooperative study. ECSA 19<sup>th</sup> Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons. 4-8 sept. 1989, Caen, (France).

**Cossa D. & Lassus P., 1989.** Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, *Editions Ifremer, Plouzané, France*. 16: 111.

**Cossa D., 1976.** Sorption du cadmium par une population de la diatomée *Phaeodactylum tricomutum* en culture. *Mar. Bio*, 34: 163-167.

**Cossa D., Auger D., Averty B., Lucon M., Masselin P. & Noel J., 1992.** Flounder (*Plattichthys flesus*) muscle as an indicator of metal and organochlorine contamination of French Atlantic Coastal waters. *Ambio*, 21 : 176–82.

**Costanza R et al., 1997.** The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 : 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

**Couture S.J., 2017.** L'impact des microplastiques sur les organismes marins. Département des sciences et des applications nucléaires de l'AIEA (l'agence internationale de l'énergie atomique). <https://www.iaea.org/fr/newscenter/news/de-nouveaux-travaux-de-recherche-de-laiea-portent-sur-limpact-des-microplastiques-sur-les-organismes-marins>.

**Cury P., Bakun A., Crawford R.J.M., Jarre A., Quiñones R.A., Shannon L.J. & Verheye H.M., 2000.** Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "waspwaist" ecosystems. *Ices Journal of Marine Science*, 57 : 603-618.

**-D-**

**D.I.P.I., 2015.** Direction de l'Industrie et de la promotion de l'investissement. Annuaire Statistique de la Wilaya de Bejaia.

**D.P.R.H., 2015.** Direction de la pêche et des ressources halieutique de Béjaïa.

**D.P.S.B., 2015.** Direction de la Programmation et Suivi Budgétaire. Annuaire statistique de la wilaya de Bejaia .P.8–12.

**Dahel A., 2018.** Biologie halieutique et exploitation de deux clupéidés, la sardine *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) et la sardinelle *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847) des côtes Est algériennes. Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar. Annaba.186p.

**Dallinger R., Prosi F., Segner H., Back H., 1987.** Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and proposal for further research. *Oceologia*, 73: 91-98.

**Dalouche F., 1980.** La pêche et ses statistiques dans la région oranaise. Etude de quelques caractères biologiques sur la sardine *Sardina pilchardus* (Walb,1792), poisson téléostéen. Thèse de magister. Université d'Oran. 92p.

**Darly B., 1992.** Poissons des côtes algériennes. INES Agronomie de Tizi ouzou.

**Davidson A., 2002.** Les poissons de la Méditerranée, Edisud, Aix-en-Provence, France, 299p.

**De Koning A.J. & H Mol T., 1991.** Intérêt nutritionnel de la sardine fraîche pêchée en mer Méditerranée. *Cahiers de la Nutrition et de la Diététique*, 6: 12 pp.

**Denton G.R.W. & Burdon-Jones C., 1982.** The influence of temperature and salinity upon the acute toxicity of heavy metals to the banana prawn (*Penaeus merguensis* de Man.). *Chemistry in Ecology*, 1: 131-143.

**Depledge M.H. & Fossi M.C., 1994.** The role of biomarker in environmental assessment (2). *Ecotoxicol*, 3: 161-172.

**Depledge M.H. & Rainbow P.S., 1990.** Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part C, 97: 1-7.

**Di Toro D.M., McGrath J.A., Hansen D.J., Berry W.J., Paquin P.R., Mathew R., Wu K.B. & Santore R.C., 2005.** Predicting sediment metal toxicity using a sediment biotic ligand model: Methodology and initial application. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24: 2410-2427.

**Dictionnaire QUILLET de la langue française., 1975.** K-P, Paris. p92.

**Didier Laurent S., Lamare V. & Pastor J., 2012.** In DORIS, 25/6/2012 :*Mullus barbatus* (Linnaeus,1758). [http://doris.ffessm.fr/fiche2.asp?fiche\\_numero=579](http://doris.ffessm.fr/fiche2.asp?fiche_numero=579).

**Dieuzeide R., Novella M. & Roland J., 1959.** Catalogue des Poissons des Côtes algériennes. Imprimerie officielle de la délégation générale du gouvernement en Algérie. Vol II, P: 294-297.

**Directive 2000/60/CE** du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Mis en ligne le 22 décembre 2000, consulté le 08 janvier 2009.

**Doyon J.F., Shetagne R., Verdon R., 1998.** Different mercury bioaccumulation rates between sympatric populations of dwarf and normal lake white fish (*Coregonusdu peaformis*) in the La Grande complex water shed, James Bay, Québec. *Biogeochemistry*, 40 : 203-216.

**Dubé J., 1982.** Etude de la distribution de quelques métaux dans le zooplancton de deux écosystèmes du Saint Laurent. Mémoire de Maîtrise es- Sciences (Océanographie). Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada. 48 pp.

**Dumay J., 2006.** Extraction des lipides en voie aqueuse par bioréacteur enzymatique combiné à l'ultrafiltration: Application à la valorisation de co-produits de poisson (*Sardina pilchardus*). Thèse de doctorat de l'université de Nantes. 318 pp.

**Durieux E., 2007.** Ecologie du système hôte - parasite, juvéniles G0 de sole (*Solea solea*) - métacercaires de Digènes : dynamique et effets de l'infestation. Thèse de doctorat. Université de la Rochelle (France). 204pp.

**Dussart B., 1992.** Limnologie, l'étude des eaux continentales, deuxième édition. Boudée. 736p.

**-E-**

**E.F.S.A., 2009.** European Food Safety Authority. Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain. Cadmium in food. *EFSA journal*, 980: 1-139.

**E.F.S.A., 2012.** European Food Safety Authority. Scientific opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA journal*, 10: 1-241.

**EL Bouhali B., Bennasser L., Nasri I., Gloaguen V. & Mouradi A., 2008.** Contamination métallique de *Gambusia holbrooki* au niveau du lac Fouarat et de l'estuaire Sebou dans la région du Gharb (Maroc). *RevAfrSci*, 4(3) : 410 – 425.

**El Morhit M., Belghity D. & El Morhit A., 2013.** Contamination métallique de *pagellus acarne*, *Sardina pilchardus* et *Diplodus vulgaris* de la cote atlantique sud (Maroc). *Larhyss Journal*, 14 : 131-148.

**El morhit M., Fekhaoui M., El abidi A. & Yahyaoui A., 2012.** Metallic contamination in muscle of five fish species from Loukkos river estuary the Atlantic coast in Morocco. *Science Lib Editions Mersenne* : Volume 4 , N ° 120116.

**Elbaz-Poulichet F., Martin J.M., Huang W.W. & Zhu J.X., 1987.** Dissolved Cd behavior in some selected French and Chinese estuaries. Consequences on Cd supply to the ocean. *Mar.Chem*, 22: 125--136.

**Elder J.F. & Collins J.J., 1991.** Freshwater molluscs as indicators of bioavailability and toxicity of metals in surface systems. *Rev. Environ. Contam. Toxicol*, 122 : 37–79.

**Ennouri R., Mili S. & Chouba L., 2013.** Evaluation de la qualité nutritionnelle de la sardinelle ronde *Sardinella aurita* (valenciennes, 1847) du Golfe de Tunis. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô*, 40 : 87-96.

**Ennouri R., Mili S. & Chouba L., 2013.** La contamination métallique du rouget de vase (*Mullus barbatus*) et de la sardinelle (*Sardinella aurita*) du golfe de Tunis. *Cybium*, 37(1-2): 49-58.

**Ennouri R., Mili S., Laouar H. & Missaoui H., 2017.** Organotropism of Mercury in the mullet (*Liza ramada*) from Lahjar reservoir. *J new Sci Agri Biotechnol*, 19: 2746-2750.

**Environnement, Risques & Santé., 2002.** Volume 1, Numéro 1, 42-9.

**Ettahiri O., Berraho A., Vidy G., Ramdani M. & Do chi T., 2003.** Observation on the spawning of *Sardina* and *Sardinella* off the south Moroccan Atlantic coast (21-26°N). *Fisheries Research*, 60: 207-222.

-F-

**F.A.O., 2014.** Food and Agricultural Organization. FAOSTAT food supply : livestock and fish primary equivalent [Internet]. [cité le 8 septembre 2014]. 2011; Available from: <http://faostat.fao.org/site/6107DesktopDefault.aspx?PageID=610>.

**F.A.O./W.H.O., 2005.** *Codex Alimentarius Commission. Procedural Manual*: Rome, Italy.

**F.A.O/W.H.O., 2004.** Evaluation of certain food additives and contaminants. 61st report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants, W.H.O., Editor. World Health Organization, Geneva.

**Falco G., Llobet J.M., Bocio A. & Domingo J.L. 2006.** Daily intake of arsenic, cadmium, mercury, and lead by consumption of edible marine species. *J Agric Food Chem*, 54:6106–6112.

**FAO., 1987.** Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche, Vertébrés, Méditerranée et mer Noire Vol. II. CEE, FAO, Rome.

**FAO., 2001.** Sardine otolith workshop.FAO Fisheries Report, 685,49pp.

**FAO., 2002.** Fish state, Problématique de la pêche en Méditerranée. [www.fao.org/fishery/species/3208/](http://www.fao.org/fishery/species/3208/).

**FAO., 2005.** Document technique sur les pêches. No. 457. Rome, FAO. 254 p.

**FAO., 2007.** Report of the working Group on the assessment of small-pelagic fish off northwest Africa. FAO Fisheries Report, 849,3pp.

**FAO., 2013.** Species Fact Sheets *sardina pilchardus* (Walbam, 1792), Food and Agriculture Organization of the United Nations. Fisheries and Aquaculture Department.

**FAO-CGPM., 2002.** Report of the twenty-seventh session. Rome 19-22 November 2002. GFCM report n° 27 FAO, 36p.

**Fekiri A., 2000.** Synthèse et cartographie hydrogéologique de la vallée du bas Isser. Thèse de Magistère. USTHB. 365p.

**Ferrari C.P., Padova C., Fain X., Gauchard P.A., Dommergue A., Aspino K., Berg T., Cairns W., Barbante C., Cescon P., Kaleschke L., Richter A., Wittrock F. & Boutron C., 2008.** Atmospheric mercury depletion event study in Ny-Alesund (Svalbard) in spring 2005. Deposition and transformation of Hg in surface snow during springtime. *Sci Total Environ*, 397: 167-177.

**Fischer W., Bauchot M.-L., Schneider M., 1987.** Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Volume II. Vertébrés. Publication préparée par la FAO, résultat d'un accord entre la FAO et la Commission des Communautés Européennes (Projet GCP/INT/422/EEC) financée conjointement par ces deux organisations. Rome, FAO, Vol.2: 761-1530.

**Flament P., 1985.** Les métaux traces associés aux aérosols atmosphériques : apport au milieu marin du littoral Nord-Pas-de-Calais. Thèse de Doctorat de 3ème cycle. Université de Lille.

**Forest A., 2001.** Ressources halieutiques hors quotas du Nord Est Atlantique: bilan des connaissances et analyse de scénarios d'évolution de la gestion. Ifremer Eds, tome 2: 215 pp.

**Fowler S.W., 1977.** Trace element in zooplankton particulate products. *Nature, Land*, 269: 51-53.

**Frankel E., 1995.** Ocean, Environmental Management : a primer on the role of the oceans and how to maintain their contributions to life on earth, New Jersey, Prentice Hall PTR. p14, cité

par A. ETTABA in La protection juridique de l'environnement marin dans le cadre du transport maritime de substances nocives et potentiellement dangereuses, THEMIS, Montréal, 2000, p.4.

**-G-**

**Gachot G., 2008.** La pollution marine en Méditerranée, La Revue Maritime, n° 483. p68.

**Gaitonde D ; Sarkar A ; Kaisary S ; Silva C.D ; Dias C ; Rao D.P ; Ray D ; Nagarajan R ; De sousa S.N ; Sarker S. & Patill D., 2006.** Acetylcholinesterase activities in marine snail (*Croniacontracta*) as a biomarker of neurotoxic contaminants along the Goa coast, west coast of India. *Ecotoxicology*, 15: 353-358.

**Ganias K., Somarakis S., Koutsikopoulo, C. & Machias A., 2007.** Factors affecting the spawning period of sardins in tow highly oligotrophic Seas. *Mar. Biol*, 4: 1559-1569.

**Garnier R., 2000.** Mercure, in: Bismuth Ch. (Ed.), Toxicologie clinique, 5e édition, *Médecine Sciences Flammarion*, Paris. pp. 614-623.

**Garrido S., Marçalo A., Zwolinski J. & Van der Lingen C.D., 2007.** Laboratory investigations on the effect of prey size and concentration on the feeding behaviour of *Sardina pilchardus*. *Mar EcolProg Ser*, 330: 189–199.

**Gaspic Z K., Zvonaric T., Vrgoc N., Odzak N. & Baric A., 2002.** Cadmium and lead in selected tissues of two commercially important fish species from the Adriatic Sea. *Water Research*, 36: 5023–5028.

**Gebre-Mariam Z. & Desta Z., 2002.** The chemical composition of the effluent from Awassa textile factory and its effects on aquatic biota. *SINET. Ethiopian J Sci*, 25(2) : 263-274.

**Gerard K., 2002.** Contaminants et résidus chimiques dans les aliments d'origine animale. *Rev Française des Laboratoires*, 348 : 1-7.

**GESAMP (IMO/F AO (UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP)), 1986.** Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. Review of Potentially Hannonful Substances: Arsenic, Mercury and Selenium. Reports and Studies N ' 28, 172 pp.

**GESAMP., 1997.** IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/Unep. Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution. Report of the Thirty-third session, Working group on the evaluation of the hazards of harmful substances carried by ships, EHS/Feb 97, International Maritime Organization, London.

**Gharbi H. & Ktari MH., 1981a.** Croissance des rougets en Tunisie. *Bulletin de l'Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Pêche de Salammbô*, 8 : 5–40.

**Ghobrini K., Bendifallah L. & Ghobrini L., 2017.** Etude qualitative des eaux superficielles du Bas Sébaou (Dellys, Algérie). *Proceedings of Engineering and Technology*, 14: 174-179.

**Giannoulaki M., Machias A. & Tsimenides N., 1999.** Ambient luminance and vertical migration of the sardine *Sardina pilchardus*. *Marine Ecology Progress Series*, 178: 29-38.

**Gill G.A. & Fitzgerald W.F., 1985.** Mercury sampling of open ocean waters at picomolar level. *Deep Sea Res*, 32: 287-297.

**Gobeil C. & Silverberg N., 1987.** Mobility of Pb in Laurentian Trough Sediments. *EOS*, 68: 50.

**Goldberg E D., 1975.** The "Mussel Watch" *Mar. Pollut. Bull*, 6: 111-113.

**Gony S., Lecomte-Finige R.R., Faguet D., Biagianti S. & Brusle J., 1988.** Etude expérimentale de l'action du cadmium sur les juvéniles d'anguilles: biologie du développement et cytopathologie. *Oceanis, Doc. Oceanogr*, 14: 141-148.

**Gottofrey J. & Tjälve H., 1991.** Effect of lipophilic complex formation on the uptake and distribution of  $Hg^{2+}$  and  $CH_3-Hg^+$  in brown trouts (*Salmo trutta*): Studies with some compounds containing sulphur ligands. *Water Air & Soil Pollution*, 56(1): 521-532.

**Goyer RA., 2005.** Lead; Patty's Toxicology CD-ROM ; NY: John Wiley & Sons; Online Posting Date: April 16, 2001.

**Guendouzi Y., 2015.** 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). Mémoire de Magister. Université de Mostaganem. 114p.

**Guerin T., Chekri R., Vastel C., Sirot V., Volatier J. L., Leblanc J. C. & Noël L., 2011.** Determination of 20 trace elements in fish and other seafood from the French market. *Food Chemistry*, 127(3) : 934-942.

**Guilcher, A., 1979.** Précis d'hydrologie marine et continentale Edition : Masson, Paris. 389p.

**-H-**

**Hamida S., Ouabdesslam L., Ladjel AF., Escudero M. & Anzano J., 2018.** Determination of Cadmium, Copper, Lead, and Zinc in Pilchard Sardines from the Bay of Boumerdés by Atomic Absorption Spectrometry. *Analytical letters. Taylor & Francis*, 51: 2501-2508.

**Harden Jones F.R., 1968.** Fish migration. Edward Arnold Ltd., London, 325p.

**Hattab M., 2017.** Caractérisation morpho métrique et identification de la sardine au niveau de la station de Ghazaouet et la baie de Béni-Saf. Mémoire de Master. Université Abou Bekr Belkaid de Tlemcen. 53p.

**Hebbar C, Kerfouf A. & BoutibaZ., 2012.** Contribution à l'étude de la reproduction du rouget barbet de vase *Mullus barbatus barbatus* (Linné, 1758) de la baie d'Oran (Algérie). *J. Sci. Halieut. Aquat.*,5:144-151.

**Hilmy A.M. Shabana M.B. & Saied M., 1981.** A comparative study of Mercury poisoning on *Aphanius dispar* (feleostei), *Sergestes lucens* (Crustacea) and *Modiolus modiolus* (Mollusca) of the Red Sea. *Comp. Biochem. Physiol.*, 68C : 199-204.

**Holmes L. A., Turner A. & Thompson R. C., 2014.** Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Mar. Chem*, 167: 25-32.

**Holmes L.A., Turner A. & Thompson R.C., 2012.** Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environ. Pollut*, 160 : 42-48.

**Houma F ., Touahria T ., Madi, F. & 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

[http://www.com.univmrs.fr/~boudouresque/Master\\_Oceanographie\\_Biologie\\_Ecologie\\_Marine/UE\\_363\\_PRO\\_T\\_1\\_cours\\_Banaru\\_Bio-indicateurs\\_biomarqueurs\\_2010.pdf](http://www.com.univmrs.fr/~boudouresque/Master_Oceanographie_Biologie_Ecologie_Marine/UE_363_PRO_T_1_cours_Banaru_Bio-indicateurs_biomarqueurs_2010.pdf) (Page consultée le 12 novembre 2013).

**Huckabee J.W., Elwood J.W. & Hildebrand S.G., 1979.** « Accumulation of mercury in freshwater biota ». In Nriagu J.O. (éd.): The biogeochemistry of mercury in the environment, Amsterdam, Elsevier/North-Holland Biomedical Press, 277-302.

**Hureau J.-C., 1986.** In Whitehead P.J.P., Bauchot M.-L., Hureau J.-C., Nielsen J., Tortonese E. (eds.). Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, Paris. Vol. 2.

**-J-**

**I.P.C.S., IPCS Risk assessment terminology., 2004.** Geneva, Switzerland.

**IAEA., 2001.** The International Atomic Energy Agency (IAEA) is sending a team of six international experts to assist the authorities of Panama to deal with the aftermath of a radiological accident that occurred at Panama's National Oncology Institute. Vienna, 25 May 2001.

**ICES., 2009.** Report of the Workshop on Age Reading of Red mullet *Mullus barbatus* and Striped mullet *Mullus surmuletus* (WKACM), 30 March - 3 April 2009, Boulogne-sur-Mer, France. ICES CM 2009\ACOM:44. 42p.

**-J-**

**J.E.C.F.A., 2000.** Safety evaluation of certain food additives and contaminants. *WHO Food Additives Series*, 44: 273–312.

**J.E.C.F.A., 2010.** Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Summary and Conclusions. Seventy second meeting. Rome, 16–25 February 2010. Issued 16th March 2010. 2010: Rome, Italy: OMS.

**Jacob H., Pouil S., Lecchini D., Oberhänsli F., Swarzenski P. & Metian M., 2017.** Trophic transfer of essential elements in the clown fish *Amphiprion ocellaris* in the context of ocean acidification. *PLoSOne*, 12(4), e0174344.

**Jones M.B., 1975.** Synergistic effects of salinity, temperature and heavy metals on mortality and osmoregulation in marine and estuarine isopods (Crustacea). *Mar. Biol*, 30: 13-20.

**-K-**

**Kareb F., 1995.** Littoral de Boudouaou El Bahri (Baie de Boumerdès) évolution et mécanismes d'érosion. Mémoire d'Ingéniorat. USTHB, Alger. 48p.

**Kargin F., 1996.** Seasonal changes in levels of heavy metals in tissues of *Mullus barbatus* and *Sparus aurata* collected from Iskenderun Gulf (Turkey). *Water, Air, and Soil Pollution*, 90: 557–562.

**Kaschner K., Rius-Barile J., Kesner-Reyes K., Garilao C., Kullander S.O., Rees T. & Froese R., 2013.** Aqua Maps: Predicted range maps for aquatic species. *World Wide Web electronic publication*, www.aquamaps.org, Version 08/2013.

**Kayalto B., 2009.** Contribution a l'évaluation de la contamination par les métaux lourds, de trois espèces de poissons, des sédiments et des eaux du lac tchad. Diplôme d'Etudes Approfondies (DEA). Université de Ngaoundere. Cameroun. 99p.

**Kayalto B., Mbofung C. M., Tchatchueng J. & Ahmed A., 2014.** Contribution à l'évaluation de la contamination par les métaux lourds de trois espèces de poissons, des sédiments et des eaux du Lac Tchad. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(2) : 468-480.

**Kerckhove O., 2012.** Espèces ou association d'espèces de poissons en tant que bio-indicateur de l'état de santé des récifs coralliens. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec. 96 p.

**Keskin Y., Baskaya R., zyral O., Yurdun T., Luleci N.E. & Hayran O., 2007.** Cadmium, Lead, Mercury and Copper in Fish from the Marmara Sea, Turkey. *Bull Environ Contam Toxicol*, 78: 258–261.

**Khan F.R., Irving J.R., Bury N.R. & Hogstrand C., 2011.** Differential tolerance of two *Gammarus pulex* populations transplanted from different metallogenic regions to a polymetal gradient. *Aquat. Toxicol.*, 102 : 95–103. doi:10.1016/j.aquatox.2011.01.001.

**King D.G. et Davies, L.M. 1987.** Laboratory and Field Studies of the Accumulation of Inorganic Mercury by the Mussel *Mytilus edulis* (L.). *Mar. Pollut. Bull.*, 18: 40-45.

**Korkmaz C., Ay O., Çolakfakioğlu C., Cıçık B. & Erdem C., 2017.** Heavy Metal Levels in Muscle Tissues of *Solea solea*, *Mullus barbatus*, and *Sardina pilchardus* Marketed for Consumption in Mersin, Turkey. *Water Air Soil Pollut.*, 228:315.

**Kris-Etherton P.M., Harris W.S. & Appel L.J., 2002.** Fish consumption, fish oil, omega-3 fatty acids, and cardiovascular disease. *Circulation*, 106: 2747-2757.

**Kucuksezgin F., Kontas A., Altay O., Uluturhan E. & Darilmaz E., 2006.** Assessment of marine pollution in Izmir Bay: nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. *Environment International*, 32: 41-51.

**Kyaltou B., 2009.** Contribution à l'évaluation de la contamination par les métaux lourds, de trois espèces de poissons, des sédiments et des eaux du lac Tchad. Mémoire d'Etudes Approfondies. Université de Ngaoundere, Cameroun. 99p.

-L-

**Labat R., Roqueplo C., Ricard J.M., Lim P. & Burgat M., 1977.** Actions écotoxicologiques de certains métaux (Cu-Zn-Pb-Cd) chez les poissons dulçaquicoles de la rivière Lot. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 13(2): 191-207.

**Laboratory Chemicals., 1984.** Riedel-de Haen.

**Labropoulou M. & Eleftheriou A., 1997.** The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: Importance of morphological characteristics in prey selection. *Journal of Fish Biology*, 50(2):324-340.

**Lagarde F., Olivier O., Zanella M., Daniel P., Hiard S. & Caruso A., 2016.** Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution*, 215 : 331-339.

**Lahaye J., 1979.** Les cycles sexuels chez les poissons marins. *Océanis*, 6(7): 637-654.

**Lalami T.R., 1971.** Contribution à l'étude systématique, biologique, écologique et statistique des poissons de la pêche de l'Algérie. Pelagos, *Bulletin Institut Océanographique Alger*, 3(4) : 1-150.

**Lalami Y., 1979.** Etudes biologique et halieutique du rouget de vase (*Mullus barbatus* L.) des côtes algériennes. Thèse de Doctorat d'Etat. Univ. Sc. Tech. Languedoc, Montpellier. 510p.

- Lalèyè P., Baras E. & Philippart J.C., 1995.** Variation du régime alimentaire du *Chrysichthys nigrodigitatus* et *C. auratus* (Claroteidae) dans la lagune du Sud-Bénin. *Aquatic Living Resources*, 8: 365-372.
- Larid M., 1997.** Gestion des zones côtière plan national d'actions environnementales 62p.
- Larid M., Boulhdid M., Sefiane O. & Belkessa R., 1998.** P.A.C. Algérie étude préliminaire. Ismal, 77p 38, 53-58pp.
- Laurent V., 2005.** Description de la structure génétique des populations de sardines européennes, *Sardina pilchardus*, dans un contexte d'évolution de l'espèce. Université de Perpignan et de l'école Pratique des Hautes Études. p 218.
- Lavoué S., Miya M., Saitoh K., Ishigur N.B. & Nishida M., 2007.** Phylogenetic relationships among anchovies, sardines, herrings and their relatives (Clupeiformes), inferred from whole mitogenome sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 43: 1096–1105.
- Layachi M., 2007.** Biologie et conditions d'exploitation du rouget barbet de vase (*Mullus barbatus* L., 1758) du littoral méditerranéen de Nador. Thèse de doctorat national en sciences biologiques. Université Mohamed 1er. Oujda. Maroc. 118p.
- Layachi M., Melhaoui M., Ramdani M. & Srour A., 2007.** Etude préliminaire du régime alimentaire du Rouget-barbat (*Mullus barbatus*) de la côte nord-est méditerranéenne du Maroc (Nador) au cours de l'année 2001 (poisson Mullidea). *Bulletin. Institut Sciences, Rabat, section Sciences de la Vie*, 2 : 43-51.
- Layachi M., Melhaoui M., Srour A. & Ramdani M., 2007.** Contribution à l'étude de la reproduction et de la croissance du Rouget-barbet de vase (*Mullus barbatus* L., 1758) de la zone littorale méditerranéenne de Nador (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 29 : 43-51.
- 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.
- Le Quéré C et al., 2015.** « Global carbon budget 2015 ». *Earth System Science Data*, vol. 7, n° 2 (décembre 2015), 349-396 (371).
- Lebrun J.D., Perret M., Uher E., Tusseau-Vuillemin M.H., Gourlay-Francé C., 2011.** Waterborne nickel bioaccumulation in *Gammarus pulex*: Comparison of mechanistic models and influence of water cationic composition. *Aquat. Toxicol*, 104 : 161–167. doi:10.1016/j.aquatox.2011.04.011.
- Leclaire L., 1972.** La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baléares (Pré-continent Algérien). Mémoire Museum histoire Naturelle. Paris.

- Lee J.Y., 1961.** Note complémentaire sur les sardinelles *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847) du golfe du Lion. Rapp. Comm. Int. Mer Médit, 16 (2): 335 - 339.
- LEM., 2006.** Etude d'impact sur l'environnement du dragage des abords des quais du port d'Alger. Laboratoire D'études Maritimes.
- Lesven L., 2008.** Devenir des Eléments Traces Métalliques au Sein du Sédiment, un Compartiment Clé de l'Environnement Aquatique. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille. 179p.
- Lexique français-anglais, anglais-français., 1994.** Paris La Défense, AFNOR. 307 p.
- Lichtenstein A.H. et al., 2006.** Diet and lifestyle recommendations revision: a scientific statement from the American Heart Association Nutrition Committee. *Circulation*, 114: 82-96.
- Lion L.W., Altmann R.S. & Leckie J.O., 1982.** Trace metal adsorption characteristics of estuarine particulate matter : evaluation of contributions of Fe/Mn oxides and organic surface coatings. *Environ. Sci. Techno*, 16 : 660-666.
- Livadas R.J., 1988.** The selectivity of certain trawl cod-end in Cyprus. FAO Rapp. Pêches, 412: 180-189.
- Lloret J. & Planes S., 2003.** Condition, feeding and reproductive potential of white sea bream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 248: 197-208.
- Lombarte A. & Aguirre H., 1997.** Quantitative differences in the chemoreceptor systems in the barbels of two species of mullidae (*mullus surmuletus* and *M. barbatus*) with different bottom habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 150(1- 3): 57-64.
- Lombarte A., Recasens L., González M. & Gil de Sola L., 2000.** Spatial segregation of two species of Mullidae (*Mullus surmuletus* and *M. barbatus*) in relation to habitat. *Mar Ecol Prog Ser*, Vol. 206: 239–249.
- Long M., Moriceau B., Gallinari M., Lambert C., Huvet A., Raffray J. & Soudant P., 2015.** Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, 175: 39-46.
- Lortal S., 1986.** Le cadmium en France. Rapport de stage, Ecole Nationale Supérieur Agronomique de Montpellier. 42 pp.
- Louiz I., Ben-Attia M. & Ben Hassine O.K., 2018.** Perturbations de la reproduction chez *Zosterisessor ophiocephalus* (Pisces, Gobiidae) dans une lagune méditerranéenne polluée (Bizerte, Tunisie). *Revue d'écologie*, 73 : 227-241.

**Lounis B. & Belhadjaissa 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.

**Luoma S.N., 1983.** Bioavailability of trace metals to aquatic organisms. A review. *The Sci. of the total Environ*, 28: 1-22.

**Lusher A.L., McHugh M., Thompson R.C., 2013.** Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67: 94-99.

### -M-

**M.P.R.H., 2009.** Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques.

**MADRP., 2016.** Evolution des principaux indicateurs statistiques des pêches de 1990 à 2015 (Production, Flottille, Inscrits maritimes, Imp & Exp), 12p.

**Mahé K., Destombes A., Coppin P., Koubbi F., Vaz S., Le Roy D. & Carpentier A., 2005.** Le rouget barbet de roche *Mullus surmuletus* (L. 1758) en Manche orientale et mer du Nord. Rapport de Contrat *IFREMER/CRPMEM Nord- Pas-de-Calais*, 187p.

**Mahmoud S. & Benkaka K., 2007.** Effet du mode de conservation sur l'oxydation des lipides ; concentration en malodialdéhyde (TBARS) chez *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) et *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758). Mémoire d'ingénieur. Univ. D'Oran, Es Sénia. 29p.

**Mallatt J., Barron M.G. & Mc Donough C., 1986.** Acute toxicity of methylmercury to the larval lamprey *Petromyzon marinus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 37 : 281-288.

**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.

**Marchand M. & Kantin R., 1997.** "Les métaux traces en milieu aquatique." *Océanis*, 23(4): 595-629.

**Marigómez I., Soto M., Cajarville M.P., Angulo E. & Giamberini L., 2002.** Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs. *Microscopy Research and Technique*, 56: 358-392.

**Maring H., Settle D.M., Buat-Menard P., Dulac F. & Patterson C., 1987.** Stable lead isotope tracers of air mass trajectories in the Mediterranean region. *Nature, Lond*, 330: 154-156.

**Markert B.A., Breure A.M. & Zechmeister H.G., 2003.** Bioindicators and Biomonitoring. Principles, concepts and applications. Vienne, Elsevier, 997p.

**Martin D.J. & Rainbow P.S., 1998a.** Haemocyanin and the binding of cadmium and zinc in the haemolymph of the shore crab *Carcinus maenas*(L.). *Science of the Total Environment*, 214: 133-152.

**Martin D.J. & Rainbow P.S., 1998b.** The kinetics of zinc and cadmium in the haemolymph of the shore crab *Carcinus maenas*(L.). *Aquatic Toxicology*, 40: 203-231.

**Martin J.M., Meybeck M., 1979.** Elemental mass-balance of material carried by world major rivers. *Mar. Chemistry*, 7(2): 173- 206.

**Martínez-Gómez C., Fernández B., Benedicto J., Valdés J., Campillo J.A., León V.M. & Vethaak A.D., 2012.** Health status of red mullets from polluted areas of the Spanish Mediterranean coast, with special reference to Portmán (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 77: 50-59.

**Maruszczak N., 2010.** Étude du transfert du mercure et du méthylmercure dans les écosystèmes lacustres alpins. Thèse de Doctorat. Université de Grenoble. 207p.

**Mason R.P., 2008.** Mercury Emissions from Natural Sources and their Importance in the Global Mercury cycle, In: Mercury fate and transport in the Global atmosphere : Measurements, models and policy implications (Pirrone N. and Mason R. Eds).

**Mason R.P., 2013.** Trace metals and organisms: Essential and toxic metals, organometallics, microbial processes, and metal bioaccumulation. In: Mason, R.P. (Ed.), Trace Metals in Aquatic Systems. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. pp. 370-421.

**McLusky D.S.E, Iliott M., 2004.** The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management. Oxford University Press, New York. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198525080.001.0001>

Méditerranée et mer Noire Vol. II. CEE, FAO, Rome.

**Medondes., 2004.** La pollution de la Méditerranée - plus de 250 kilos d'ordures par personne par an, La Revue du Plan d'Action pour la Méditerranée (MEDONDES), n° 52. p12.

**Mehouel F., Bouayad L., Berber A., Hauteghem I.V. & De Wiele M.V., 2019.** Analysis and risk assessment of arsenic, cadmium and lead in two fish species (*Sardina pilchardus* and *Xiphias gladius*) from Algerian coastal water. *Food Additives & Contaminants*, Part A. <https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1634840>.

**Meili M., 1991.** Mercury in boreal forest lake ecosystems. *Acta Universitatis Upsaliensis*, 336 : 1-36.

**Meinesz C., 2011.** Contamination chimique des chaînes trophiques marines. Recommandations pour un futur réseau de surveillance sur la façade méditerranéenne. Agence de l'eau RM&C.

Délégation de Marseille. 45p. ([http://doc.oai.eaurmc.fr/cindocoai/download/2276/1/Rapport\\_MeinezC\\_08-29-2011.pdf](http://doc.oai.eaurmc.fr/cindocoai/download/2276/1/Rapport_MeinezC_08-29-2011.pdf) 637Ko).

**Mellinger J., 1995.** Malformations embryonnaires et larvaires dues à la pollution marine. mise au point bibliographique. *Ichtyo physiologica Acta*, 18 : 145-152.

**Merbouh N., 1998.** Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds (Cd, Cr Cu, Fe, Ni, Zn, Pb) d'un poisson pélagique, la sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum, 1792) pêché dans la baie d'Oran. Mémoire de Magister. I.S.M.A.L. Alger. 139p.

**Metayer C., Amiard J.C., Amiard-Triquet C. & Marchand J., 1980.** Etude du transfert de quelques oligo-éléments dans les chaînes trophiques néritiques. *Helgolander Meereswzters*, 34: 179-191.

**Milla T., 1998.** Contribution à l'étude des peuplements macrobenthique de substrat meuble du port de Bejaia. Ing. Biolog. Aquacul. Benthos. U.S.T.H.B, Alger. 76p.

**Millot C. & Taupier-Letage I., 2005.** Circulation in the Mediterranean Sea. The Handbook of Environmental Chemistry, Voll (The Natural Environment and the Biological cycles), Springer-Verlag Editor.

**Millot C., 1985.** Some features of the Algerian current .j. *Geophys.res.* 90, c4.

**Millot C., 1999.** La circulation générale en Méditerranée occidentale: aperçu de nos connaissances.

**Ministère de l'Environnement / CITEPA., 1991.** Estimation des émissions atmosphériques de métaux lourds en France pour le cuivre, le nickel, le plomb, et le zinc. Document disponible au CITEPA 3, rue H. Heine 75016 Paris.

**Mosbæk H., Tjell J.C. & Sevel T.,1988.** Plant uptake of airborne mercury in background areas. *Chemosphere*, 17 : 1227-1236.

**Moufti A. & Mountadar M., 2004.** Lessivage des fluorures et des métaux à partir d'une cendre à charbon .*Water Qual. Res. J, Canada*, 39 : 113–118.

**Mouhoub R., 1986.** «Contribution à l'étude de la biologie et de la dynamique de la population exploitée de la sardine *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) des côtes Algéroises». Thèse de Magistère. USTHB. Alger. 163 p.

**Murphy F., Russell M., Ewins C. & Quinn B., 2017.** The uptake of macroplastic & microplastic by demersal & pelagic fish in the Northeast Atlantic around Scotland. *Marine Pollution Bulletin*, 122: 353-359.

**Mytilineou C., Politou C.Y., Papaconstantinou C., Kavadas S., D'OnghiaG. & Sion L., 2005.** Deep-water fish fauna in the Eastern Ionian Sea. *Belg. J. Zool*, 135(2): 229-233.

**Mzoughi N. & Chouba L., 2005.** Etude des micropolluants organiques et inorganiques dans les sédiments et les organismes marins du large du golfe de Gabès (Tunisie). *Phys. Chem. News*, 22 : 125-131.

-N-

**Naccari C., Cicero N., Ferrantelli V., Giangrosso G., Vella A., Macaluso A., Naccari F. & Dugo G., 2015.** Toxic Metals in Pelagic, Benthic and Demersal Fish Species from Mediterranean FAO Zone 37. *Bull Environ Contam Toxicol*, 95(5) : 567-73.

**Nait saidi N. & Teghanemt A., 1991.** La pêche au chalut et à la senne au port de Bejaia. Etude statistique des mises à quai et estimation du niveau d'exploitation de quelques espèces ciblées. *Ing. Scien. Mer.* 83p.

**Nakhle K.F., 2003.** Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises : apport et suivi au moyen de bioindicateurs qualitatifs (éponges, bivalves et gastéropodes). Thèse de Doctorat. Université Paris 7. 229p.

**Nations Unies., 2007.** Rapport du Secrétaire Général devant l'assemblée Générale « Les océans et le droit de la mer », A/60/62, paragraphes 158-159.

**Nations-Unies, INCHEM., 2011.** Cadmium, [en ligne] Adresse URL:<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc134.htm>.

**Nations-Unies, INCHEM., 2011.** Lead, [en ligne] Adresse UR :<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc85.htm#SectionNumber:1.1>.

**Neff J.M., 2002.** Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.

**Nelson D.A., Calabrese A. & Mc Innes J.R., 1977.** Mercury stress on juvenile Bay scallops, *Argopecten irradians*, under various salinity-temperature regimes. *Mar. Bio*, 43: 293-297.

**Nishimura M. & Kumagai M., 1983.** Mercury pollution of fishes in Minamata Bay and surrounding water: Analysis of pathway of mercury. *Water, Air, Soil Pollut*, 20: 401-411

**Nriagu J.O., 1980.** Production, uses, and properties of Cadmium. p. 35-70. in : Cadmium in the Environment. NRIAGU, J.O. Ed. Wiley and Sons, N-Y. 682 pp.

**Nunes P.A.L.D., Ghermandi A., 2013.** The economics of marine ecosystems: reconciling use and conservation of coastal and marine systems and the underlying natural capital. *Environmental and Resource Economics*, 56 (4) : 459-465 (460).

**Nussey G., van Vuren J.H.J. & Du Preez H.H., 2000.** Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *Labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. *Water SA*, 26(2): 269- 284.

-O-

**O'zden O. & Erkan N., 2015.** Evaluation of Risk Characterization for Mercury, Cadmium, Lead and Arsenic Associated with Seafood Consumption in Turkey. *Expo Health* .DOI 10.1007/s12403-015-0181-7.

**Olivar M.P., Salat J. & Palomera I., 2001.** Comparative study of spatial distribution patterns of the early stages of anchovy and pilchard in the NW Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 217: 111-120.

**Omarova A. & Philips C.J., 2007.** A meta-analysis of literature data relating to the relationships between cadmium intake and toxicity indicators in humans. *Environ Res*, 103: 432-440.

**OMS-IPCS., 1998.** Environmental Health Criteria n° 200 : copper, World Health Organisation, International Programme on chemical safety.

**Orchinikov I.M., 1966.** Circulation in the surface and intermediate layers of the mediterranean oceanology, 6: 48 pp.

**Ottmann F., 1965.** Introduction à la géologie marine et littorale. Edition Masson, Paris. 259p.

**Ouabdesselam L., Kechidi S., Aoulmi A. & Boudriche L., 2017.** Search for heavy trace metals in species *sardine pilchardus* at the bay of algiers. *World Journal of Engineering Research and Technology*, 3: 01 -11.

-P-

**Palaniappan PL.RM., Sabhanayakam S., Krishnakumar N. & Vadivelu M., 2008.** Morphological changes due to Lead exposure and the influence of DMSA on the gill tissues of the freshwater fish, *Catla catla*; *Food and Chemical Toxicology*, n° 46.

**Papon P., 1996.** Le sixième continent géopolitique des océans, Editions Odile Jacob, Paris. p86.

**Parrish R.H., Serra R. & Grant W.S., 1989.** The monotypic sardines, *sardina* and *sardinops*: their taxonomy, istribution, stock structure and zoogeography. *Canandian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*,46 : 2019-2036.

**Pastorelli A.A., Baldini M., Stacchini P., Baldidni G., Morelli S., Sagratella E., Zaza S. & Ciardullo S., 2012.** Human exposure to lead, cadmium and mercury through fish and seafood product consumption in Italy : a pilot evaluation. *Food Addit Contam*, Part A, 29: 1913-1921. <https://doi.org/10.1080/19440049.2012.719644>.

**Patterson C.C. & Settle D., 1976.** The reduction of orders of magnitude errors in lead analysis of biological materials and natural waters by evaluating and controlling the extent and sources of industrial lead contamination introduced during sample collecting, handling, and analysis. National Bureau of standards special publication 422. Accuracy in Trace Analysis, Sample Handling and analysis. Proceedings of the 7th IMR Symposium.

**Patterson C.C., 1987.** Global pollution measured by lead in mid-ocean sediments. *Nature, Lond*, 326 : 244-245.

**Paul-Pont I., 2010.** Sensibilité et adaptation de populations de bivalves marins soumis à des stress multiples: infestation parasitaire, contamination microbienne et pollution métallique. Thèse de Doctorat. Université Bordeaux 1. 339p.

**Pays D., 1999.** Les transferts de polluants atmosphériques vers les milieux aquatiques. Office international de l'eau. Thématique : pollution des eaux ENGREF.41p, 1-12pp.

**Pentreath, R.J., 1976b.** The accumulation of organic mercury from sea water by the plaice, *Pleuronectes platessa* L. *J. exp. mar. Bio/. Eco*, 24: 121-132.

**Perrot J.Y., 2008.** L'Ifremer et les sciences marines au cœur des enjeux Méditerranéens, La Revue Maritime, n° 483.

**Phillips D.J.H. & Rainbow P S., 1993.** Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Environmental management series, Alden Press LTD,Oxford: 371p.

**Phillips G.R., Lenhart T.E. & Gregory R.W., 1980.** Relation between trophic position and mercury accumulation among fishes from the Tongue River Reservoir, Montana. *Environ.Res*, 22: 73-81.

**Phillips, D.J.H. & Rainbow P. S., 1994.** Biomonitoring of trace aquatic contaminants, *Aldenn Press Ltd, Oxford*.

**Phillips, D.J.H., 1980.** Quantitative aquatic biological indicators. Applied Science Publishers, London.

**Pichot P & Aldbert Y., 1978.** La pêche de la sardine en Méditerranée française. *Sci. Pêches*. Bulletin de l'Institut des Pêches Maritimes, 277: 1 - 17.

**Picot A., 2002.** Expert européen de toxicologie. Le trio mercure, plomb, cadmium. Les métaux lourds : de grands toxiques.

**Pinnegar J.K., Trenkel V.M., Dawson W.A., Du Buit M.H. & Tidd A.N., 2003.** Does diet in Celtic Sea fishes reflect prey availability? *Journal of Fish Biology*, 23: 197-212.

**Pirrone N. & Mason R., 2009.** Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere. Springer.

**Plaskett D. & Potter J.C., 1979.** Heavy metal concentrations in the muscle tissue of 12 species of teleost from Cockburn Sound, Western Australia. *Austr. J. Freshw. Res.*, 30 : 607- 616.

**PNUE., 2002.** Evaluation mondiale du mercure. PNUE - Substances chimiques Genève, Suisse.

**PNUE., 2006.** Ecosystems and Biodiversity in Deep Waters and High Seas, UNEP Regional Seas Reports and Studies, n° 178, PNUE/UICN, Suisse. pp10-18.

**Poirier L. & Cossa D., 1981.** Distribution tissulaire du cadmium chez *Meganyctiphanes norvegica* (Euphaussiacée) : état naturel et accumulation expérimentale de formes solubles. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 1449-1453.

**Porte C., Escartín E., García de la Parra L.M., Biosca X. & Albaigés J., 2002.** Assessment of coastal pollution by combined determination of chemical and biochemical markers in *Mullus barbatus*. *Marine Ecology Progress Series*, 235: 205–216.

**Pouil S., 2017.** Rôles de différents facteurs écologiques sur le transfert trophique des éléments traces chez des téléostéens marins. Thèse de Doctorat. Université de la Rochelle. France. 344p.

**Pourang N., Tanabe S., Rezvani S. & Dennis J.H., 2005.** Trace elements accumulation in edible tissues of five sturgeon species from the Caspian Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 100 : 89–108.

**PROGRAMME D'AMÉNAGEMENT CÔTIER (PAC) "zone côtière algéroise"., 2006.** Rapport final intègre. Programme d'Actions Prioritaires. Centre d'Activités Régionales. 202p.

**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.

**PROGRAMME D'AMÉNAGEMENT CÔTIER (PAC) "zone côtière algéroise"., 2006.** Rapport final intégré. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Alger. 190p.

**Prosi F., 1989.** Factors controlling biological availability and toxic effects of lead in aquatic organisms. *Sci. Total Environ.*, 79: 157–169.

-Q-

**Quéro., 1998.** Les poissons de mer des pêches françaises. IFREMER, Ed. De la chaux et Niestlé. 304p.

**-R-**

- Rabehi W., Guerfi M. & Mahi H., 2016.** Remote Sensing Data for Coastal Zone Vulnerability Assessment – The Bay of Algiers Case, *Proceedings of Living Planet Symposium 2016, 9–13 May 2016 Prague, Czech Republic, ESA*, p. 1-7.
- Rainbow P.S., 2002.** Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environ. Pollut*, 120 : 497–507. doi:10.1016/S0269-7491(02)00238-5.
- Ramade F., 1989.** Éléments d'écologie : écologie appliquée. Mc Graw Hill.
- Ramade F., 1992.** Précis d'écotoxicologie. Ed Masson. Paris 300p.
- Ramirez T., Cortés D. & Garcia A., 2001.** Growth of North Alboran Sea sardine larvae estimated by otolith microstructure, nucleic acids and protein content. *Journal of Fish Biology*, 59: 403-415.
- Rapport de la wilaya de Boumerdès., 2004.** Inspection de l'environnement Boumerdès. 7p.
- Rapport sur l'état et l'avenir de l'environnement., 2000.** Ministère de l'Environnement. 253p 63, 116, 129pp.
- Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER., 1989.** Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. 114p.
- Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER., 1990.** Le mercure en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. 131p.
- Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER., 1993.** Le plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. 77p.
- Rebzani-Zahaf C., 1992.** Le peuplement macrobenthique du port d'Alger : impact de la pollution. *Hydroécol. Appl*, 2 : 91-103.
- Rice D.C., Schoeny R. & Mahaffey K., 2003.** Methods and rationale for derivation of a reference dose for methylmercury by the U.S. EPA. *Risk Anal*, 23: 107-115.
- Richard A. et al., 1977.** Nécroses des poissons (Littoral Manche, Mer du Nord) Contrat C.N.E.X.O. 77/1739.
- Ritz D.A., Swain R. & Elliot N.G., 1982.** Use of the mussel: *Mytilus edulis planulatus* (Lamarck) in monitoring heavy metal levels in seawater. *Aus. J. Mar. Fresh Water Res*, 33: 491-506.

**Robinson W.E., Ryan D.K., Sullivan P.A. & Boggs C.C., 1997.** Cadmium binding in the blood plasma of two marine bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 1195-1202.

**Rochman C.M., Hoh E., Kurobe T. & The S.J., 2013b.** Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3, 7.

**Roesijadi G. & Robinson W., 1994.** Metal regulation in aquatic animals: mechanisms of uptake, accumulation and release. In: MD and OG Lewis Publishers, B.R. (Ed.). *Aquatic toxicology: molecular, biochemical and cellular perspectives*. pp. 387-420.

**Roesijadi G., Robinson W.E., 1994.** Metal regulation in aquatic animals : Mechanism of uptake, accumulation and release. In: *Aquatic Toxicology; Molecular, Biochemical and cellular Perspectives*. (eds: Malins DC, Ostrander GK) Lewis Publishers, London, 539 pp.

**Rowe A.A., Totten L. A., Xie M., Fikslin T.J. & Eisenreich S.J., 2007.** "Air-water exchange of polychlorinated biphenyls in the Delaware River." *Environmental Science & Technology*, 41(4): 1152-1158.

-S-

**Saheb-Etabba A., 1995.** *Ocean, Environmental Management : a primer on the role of the oceans and how to maintain their contributions to life on earth*, New Jersey, Prentice Hall PTR. p14, cité par A. ETTABA in *La protection juridique de l'environnement marin dans le cadre du transport maritime de substances nocives et potentiellement dangereuses*, THEMIS, Montréal, 2000, p.5.

**Satarug S. & Moore M.R., 2004.** Adverse health effects of chronic exposure to low-level cadmium in foodstuffs and cigarette smoke. *Environ Health Perspect*, 112: 1099-1103.

**Schaule B.K. & Patterson C.C., 1983.** Perturbations of natural lead profile in the Sargasso sea by industrial lead, p 487 503. In: *Trace Metals in Sea Water*. Wong, C.S., Boyle, E., Bruland, K.W., Burton, J.D. et Goldberg, E.D. (eds.) NATO Conf. Series IV: Marine Sciences, Vol. 9. Plenum Press, New-York.

**Schulz-Baldes M. & Lewin R.A., 1976.** Lead uptake in two marine phytoplankton organisms. *Biol. Bull*, 150: 118-127.

**Schuurmann G. & Markert B., 1998.** *Ecotoxicology, Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects*. John Wiley & Sons Inc. and Spektrum Akademischer Verlag, 900.

**Scudiero R., Temussi P.A. & Parisi E., 2005.** Fish and mammalian metallothioneins: a comparative study. *Gene*, 345 : 21-26.

**Sellali B., 1996.** La pollution par les hydrocarbures pétroliers en méditerranée Sud- Occidentale « contamination de l'eau et des sédiments superficiels des régions littorales centre et ouest de l'Algérie». Thèse de magistère. ISMAL. Alger. 118p.

Série C, Tome 24, pp 391.

**Shackley S.E., King P.E. & Gordon S.M., 1981.** Vitellogenesis and trace metals in a marine teleost. *J. Fish. Bio.*, 18 : 349-352.

**Shi D. & Wang W.X., 2004.** Understanding the Differences in Cd and Zn Bioaccumulation and Subcellular Storage among Different Populations of Marine Clams. *Environmental Science and Technology*, 38: 449-456.

**Sidhu K.S., 2003.** Health benefits and potential risks related to consumption of fish or fish oil. *Regul. Toxicol. Pharm.*, 38: 336-44.

**Silva I. S., Abate G., Lichtig J. & Masini J.C., 2002.** Heavy metal distribution in recent sediments of the Tietê-Pinheiros river system in São Paulo state, Brazil. *Applied Geochemistry*, 17(2): 105-116.

**Simkiss K., Taylor M. & Mason A.Z., 1982.** Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs. *Mar. Bio/ Lett*, 3: 187-201.

**Smith J.N. & Loring D.H., 1981.** Geochronology for Mercury Pollution in the Sediments of the Saguenay Fjord, Quebec. *Environ. Sei. Technol.*, 15: 944-951.

**Soliman N.F. & Mahmoud Nasr S., 2015.** Metal contents in common edible fish species and evaluation of potential health risks to consumers. *Journal of Coastal Life Medicine*, 3(12): 956-961.

**Soliman Z.I., 2006.** A Study of Heavy Metals Pollution in Some Aquatic Organisms in Suez Canal in Port- Said Harbour. *Journal of Applied Sciences Research*, 2(10): 657-663.

**Soualili D.L., 2008.** Les peuplements naturels d'oursins : un outil évaluateur de l'état de santé de la baie d'Alger. Thèse de Doctorat. Oceanol. U.S.T.H.B, (Alger). 147p.

**Soule D.F., 1988.** Marine organisms as indicators: Reality or wishful thinking? In D F-Soule & G.S.Kleppel, eds. *Marine organisms as indicators*. Springer Verlag, New York pp1-12.

**Spalding M., Brumbaugh R.D., Landis E., 2016.** Atlas of Ocean Wealth (Arlington, VA, The Nature Conservancy). p.14.

**Storelli M.M., 2008.** Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food Chem Toxicol*, 46:2782-2788. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2008.05.011>.

**Stratoudakis Y., Coombs S., Lago de Lanzos A., Hallidary N., Costas G., Caneco, B., Franco, C., Conway D., Sato M., Silva A., Berna M., 2007.** Sardine (*Sardina pilchardus*) Spawning Seasonality in European Waters of the northeast Atlantic. *Mar Sard Bio*, 152: 201-212.

**Suau P. & Larranetta M.G., 1964.** El salmonete de fangodel levante espanol. *publ.Tec. Dir. Gen. pesca. marit. madri*, (3) :175-84.

**Suquet M. & Person Le ruyet J., 2001.** Les rougets barbets (*Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*). Biologie, pêche, marché et potentiel aquacole. *Ifremer éditions*, 4p.

**-T-**

**Taleb M.Z. & Boutiba Z., 2007.** La moule *Mytilus galloprovincialis*: bioindicatrice de pollution marine-Cas du port d'Oran. Sciences & Technologie. C, *Biotechnologies*, 25 : 59-64.

**Tatrai E., Kovacikova Z., Hudak A., Adamis Z. & Ungvary G., 2001.** Comparative in vitro toxicity of cadmium and lead on redox cycling in type II pneumocytes. *Journal of Applied Toxicology*, 21: 479-483.

**Templeton D.M., Ariese F., Cornelis R., Danielsson L.G., Muntau H., Van Leeuwen H.P. & Lobinski R., 2000.** Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations). *Pure and Applied Chemistry*, 72: 1453-1470.

**Tepe Y., Türkmen M. & Türkmen A., 2008.** Assessment of heavy metals in two commercial fish species of four Turkish seas. *Environ Monit Assess*, 146: 277-284.

**Thalassa et Ichty Joamy., 1982.** campagne des chalutages des fonds marin Algérien effectuée par le navire océanographique BIZ CONDE, EZA.

**Thibaud Y. & Duguay R., 1973.** Teneur en mercure chez les cétacés des côtes de France. Inter. Council Expl. Sea. Mar. Environ Quai. Corn., CM 1973/N : 2.

**Thibaud Y., 1976.** Niveau de présence des métaux lourds. in : Résidus chimiques et additifs dans les aliments et boissons. Rapport ISTPM. Service Technologie et Contrôle ; 10 mai 1976. Nantes (France). 74 pp.

**Tireche S., 2006.** Contribution à l'évaluation de la pollution au profit des collectivités locales. Application d'un système d'évaluation de la qualité. Mémoire de Magister. Université de Boumerdes. 139p.

**Trabalón L., Cano-Sancho G., Pocurull E., Nadal M., Domingo J.L. & Borrull F., 2013.** Exposure of the population of Catalonia (Spain) to musk fragrances through seafood

consumption: Risk assessment. *Environmental Research*.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.04.007i>.

**Traina A., Bono G., Bonsignore M., Falco F., Giuga M., Quinci E.M., Vitale S. & Sprovieri M., 2018.** Heavy metals concentrations in some commercially key species from Sicilian coasts (Mediterranean Sea): Potential human health risk estimation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 168: 466–478. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.056>.

-U-

**UNEP., 1999.** Mediterranean Action Plan. MED POL, RAMOGE, Manuel sur les biomarqueurs recommandés pour le programme de biosurveillance du MedPOL.

**UNEP., 2010.** Principales conclusions scientifiques concernant le plomb. 12p. United Nations Environment Programme (UNEP). Final review of scientific information on cadmium. Chemicals Branch, DTIE. 204p.

**UNEP/MAP/MED POL., 2012.** Releases, emissions and sources of pollutants in the Mediterranean region: An assessment of 2003-2008 trends. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

**USEPA (Environmental Protection Agency), 2000.** Guidance for assessing chemical contaminant. Données à utiliser dans les avis aux poissons, Fish sampling and analysis, 3e éd. Office of Water, Washington DC [EPA823-R-95-007].

**Usero J., Izquierdo C., Morillo J. & Gracia I., 2003.** Heavy metals in fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain. *Environment International*, 29: 949– 956.

-V-

**Vassilopoulou V. & Papaconstantinou C., 1992.** Aspects of the biology and dynamics of red mullet (*Mullus barbatus*) in the Aegean Sea. National Center for Marine Research, Athens, Greece, p. 115-126.

**Veron A., Lambert C, Isley A., Linet P. & Grousset F., 1987.** Evidence of recent Lead pollution in deep northeast Atlantic sediments. *Nature, Lond*, 326: 278-281.

**Viarengo A. & Nott J.A., 1993.** Mechanisms of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part C, 104: 355-372.

**Viarengo A., 1989.** Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. *Aquatic Sciences*, 1: 295-317.

**Voliani A., 1999.** *Mullus barbatus*. In :Relini G., Bertrand J.A., Zamboni A., eds Synthesis of knowledge on bottom fishery resources in central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biopl. Mar. Medit*, 6(1): 276-291.

**Voliani A., Abella A. & Auteri R., 1998.** Some considerations on the growth performance of *Mullus barbatus*. ARPAT. GEA Gestion della fauna ittica, ecosistemimarini. E acquacoltura, via dell'ambrogiana 2, 57127 Livorno, Italy. *Cahiers Option Méditerranéenne*, 35 : 98-106.

-W-

**W.H.O., 1978.** Mercury. In: safety evaluation of certain food additives and contaminants. Twenty-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives., in 13. Geneva.

**W.H.O., 2001.** Evaluation of certain food additives and contaminants. 55th report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants. Geneva, Switzerland.

**Wang W.X. & Fisher N.S., 1997.**"Modeling the influence of body size on trace element accumulation in the mussel *Mytilus edulis*." *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 161:103-115.

**Wang W.X. & Fisher N.S., 1998.** "Excretion of trace elements by marine copepods and their bioavailability to diatoms." *Journal of Marine Research*, 56: 713-729.

**Wang W.X., Fisher N.S. & Luoma S.N., 1995.** "Assimilation of trace elements ingested by the mussel *Mytilus edulis*: Effects of algal food abundance." *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 129:165-176.

**Watras C.J., Back R.C., Halvorsen S., Hudson R.J.M., Morrison K.A. & Wente S.P., 1998.** Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Sci. Total Environ*, 219: 183-208.

**Whitehead P.J.P.,1985.** FAO species catalogue. Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolfherrings. Part 1: Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. *FAO Fish.Synop*, (125)Vol.7, Pt.1:303 p.

**WHO., 1990.** Methylmercury. Geneva: World Health Organization, International Programme on chemical Safety. Vol 101.

**Widianarko B., Van Gestel C.A.M., Verwei R.A. & Van Straalen N.M., 2000.** Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. *Ecotox. Environ. Safe*, 46: 101-107.

-y-

**Yabanli M., 2013.** Assessment of the Heavy Metal Contents of *Sardina pilchardus* sold in Izmir, Turkey. *Ekoloji*, 22: 87, 10-15.

**Yilmaz F., Özdemir N., Demirak A. & Leventtuna A., 2007.** Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chem*, 100: 830-835.

**Yipel M. & Yarsan E., 2014.** A Risk Assessment of Heavy Metal Concentrations in Fish and an Invertebrate from the Gulf of Antalya. *Bull Environ Contam Toxicol*, 93: 542–548. DOI 10.1007/s00128-014-1376-5.

**Yusa V., Suelves T., Ruiz-Atienza L., Cervera M. L., Benedito V. & Pastor A., 2008.** Monitoring program on cadmium, lead and mercury in fish and seafood from Valencia, Spain: levels and estimated weekly intake. *Food Additives and Contaminants*, 1(1): 22 – 31.

# *Annexes*

Annexes

**Annexe 1: FICHE DE RENSEIGNEMENTS GENERAUX**

Cadre de l'étude : prélèvement de *Sardina pilchardus* ou *Mullus barbatus*

Date : .....  
.....

Site: .....

Département :  
.....

OBSERVATEUR / PRELEVEUR : .....

**INFORMATION SUR LA PECHE**  
TRAIT/ZONE DE PECHE/PK : ..... → .....  
MODE DE CAPTURE : .....  
NOMBRE DE CAPTURE :  
Petits : Moyens : Grands :  .....  .....  .....

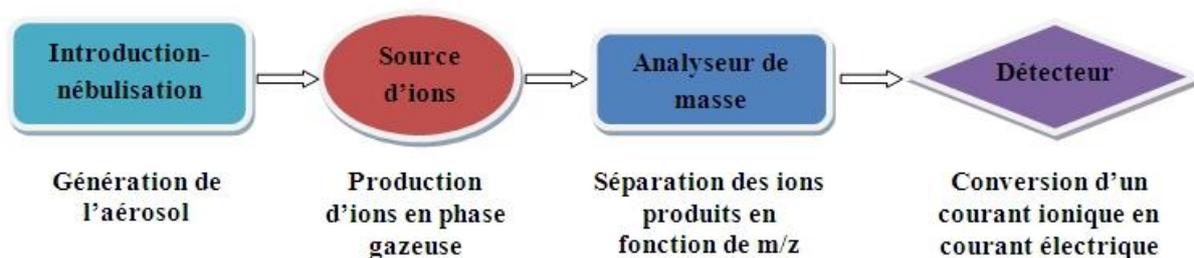
**INFORMATIONS SANITAIRES**  
Présence de poissons malades : Oui :  Non :   
Si oui, nombre de poissons malades : petits :  moyens :  grands :   
Si oui, date(s) et références :  
**OBSERVATIONS, REMARQUES PARTICULIERES**  
.....



### Annexe 3 : Principe de fonctionnement de l'ICP-MS

La spectrométrie de masse est une technique instrumentale d'analyse reposant sur la séparation, l'identification et la quantification des éléments constitutifs d'un échantillon en fonction de leur masse. Elle est basée sur le couplage d'une torche à plasma générant des ions et d'un spectromètre de masse qui sépare ces ions par rapport à la masse.

L'analyse des échantillons par ICP-MS peut être divisée en quatre étapes : introduction-nébulisation, ionisation, séparation en masse, détection. Voir figure (1)



**Figure (1) :** Les étapes d'analyse par ICP-MS

L'échantillon est mis en solution. Un passeur automatique d'échantillons couplé à une pompe péristaltique introduit la solution dans une chambre de vaporisation où le nébuliseur la transforme en un aérosol liquide, composé de microgouttelettes de quelque  $\mu\text{m}$  de diamètre à l'aide d'argon gazeux, l'aérosol ainsi formé est envoyé dans une torche à plasma d'argon à très haute température (entre 4 000 et 10 000 K), suffisant pour vaporiser, dissocier, atomiser et ioniser complètement la plupart des éléments.

Une partie des ions formés dans le plasma (10 %) est échantillonnée par un premier orifice de 1 mm de diamètre environ au sommet d'un cône en Nickel ou en platine « le sampler », puis se détend sous l'effet du vide modéré (1-2 mbar) qui règne dans une chambre de pompage différentiel (qui permet de passer de la pression atmosphérique au vide secondaire du spectromètre de masse) et passe ensuite dans un deuxième orifice « le skimmer ». Un système de vide différentiel accélère les ions du plasma vers un ensemble de lentilles électrostatique qui extrait les ions chargés positivement et les transporte vers un filtre de masse. Cet ensemble de lentilles est aussi appelé lentille ionique.

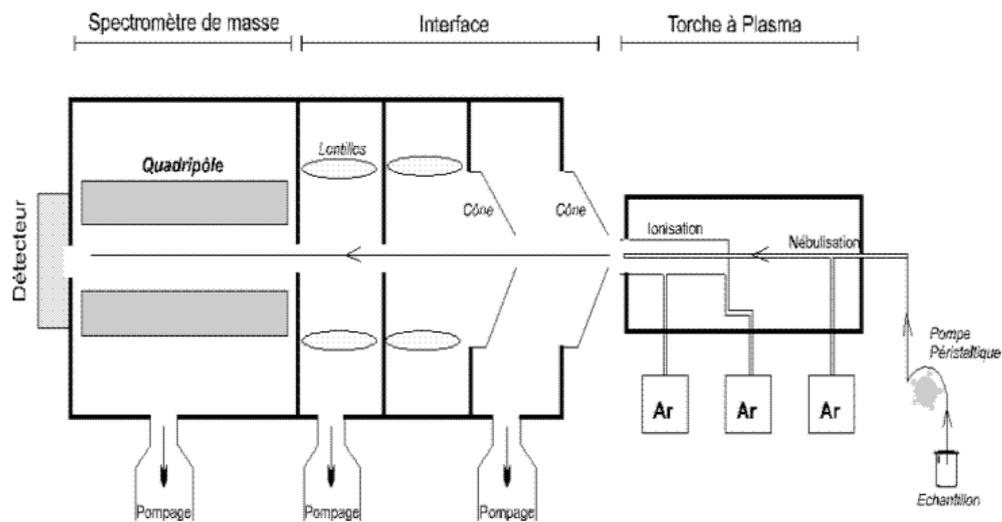
Ce filtre de masse transmet seulement les ions présentant un rapport masse sur charge particulier, déterminé en fonction de la fréquence appliquée au quadripôle. Le principe du spectromètre est basé sur la séparation des éléments en fonction de la charge et de leur masse. Les quatre barres cylindriques qui composent le spectromètre sont séparées en deux paires opposées et soumises à un courant continu et alternatif.

Les deux paires ont des tensions continues opposées et des tensions alternatives de même amplitude et de signe opposé.

La partie détection s'effectue grâce à un multiplicateur d'électrons. Pour la détection des ions positifs, une série de dynodes est soumise à une tension négative de quelques milliers de volts. L'extrémité de la série de dynodes est reliée à la terre.

A la sortie de l'analyseur de masse, un ion positif, attiré par la tension négative, heurte la surface semi-conductrice de la première dynode. Cet ion positif provoque l'émission d'un ou plusieurs électrons secondaires qui heurtent à nouveau les parois de la deuxième dynode : un effet « boule de neige » se produit. A l'extrémité de la série de dynodes, pour un ion qui heurte le détecteur, environ 100 électrons atteignent un collecteur équipé d'un préamplificateur. Le signal se traduit en nombres d'impulsions (nombres de coups), une interface informatique assure le transfert des données afin qu'elles soient traitées.

Pour un isotope donné, le nombre d'ions mesuré permet de calculer directement la concentration de l'élément analysé grâce à un logiciel de traitement quantitatif et qualitatif de l'enregistrement.



**Figure (2) :** Schéma de principe de l'ICP-MS

#### Annexe 4 : Synthèse des sources et activités qui génèrent les métaux toxiques étudiés à Boumerdes

| Activités (Tireche, 2006)  | Métal généré | Références  |
|--|--------------|---|
| Boues des stations d'épuration   | Pb, Cd       | La spéciation des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) des boues montre que les carbonates, les oxydes de fer et la matière organique sont les phases porteuses de ces métaux et assurent leur piégeage au cours du traitement d'épuration (Pierrisnard et Ambrosi, 1996). <a href="http://lodel.irevues.inist.fr/dechets-sciences-techniques/docannexe/file/684/dst_1996_4_31.pdf">http://lodel.irevues.inist.fr/dechets-sciences-techniques/docannexe/file/684/dst_1996_4_31.pdf</a>  |
| Pollution atmosphérique  |              | <p><b>Pb</b> : Sources de pollutions atmosphériques En France, d'après le CITEPA, « les émissions de plomb ont été longtemps dominées par le transport automobile du fait de la présence de plomb dans l'essence : en 1990 la part du trafic routier dans les émissions totales était encore de 93 %. L'introduction de carburants sans plomb, préalable indispensable à celle des pots catalytiques sur les véhicules à essence, provoque un délaissement progressif de l'essence plombée. On notera qu'en dehors du transport routier, les principales sources sont constituées de l'incinération des déchets, de la métallurgie des métaux ferreux et non-ferreux et de quelques autres procédés industriels. Les sous-secteurs prépondérants en 2000 soit environ 95 % des émissions totales sont : 1 - Métallurgie des métaux non ferreux 32 % 2 - Minéraux non métalliques, matériaux de construction 23 % 3 - Traitement des déchets 15 % 4 - Sidérurgie et 1ère transformation. Des métaux ferreux 15 % 5 - Biens d'équipement et matériaux de transport 9 % 6 - Voitures particulières essence non catalysée 3 %</p> <p><b>Cd</b> : Les sous-secteurs prépondérants en 2000, soit environ 95 % des émissions totales, sont : 1 - Sidérurgie et 1ère transformation des métaux ferreux 29 % 2 - Traitement des déchets 23 % 3 - Métallurgie des métaux non ferreux 18 % 4 - Résidentiel 15 % 5 - Minéraux non métalliques, matériaux de construction 6.9 % 6 - Biens d'équipement et matériaux de transport 2.8 % 7 - Chimie 2.5 %</p> <p><b>Hg</b> : Les sous-secteurs prépondérants en 2000 soit environ 95 % des émissions totales sont : 1 - Traitement des déchets 22 % 2 - Chimie 21 % 3 - Production d'électricité 19 % 4 - Métallurgie des métaux non ferreux 15 % 5 - Résidentiel 12 % 6 - Minéraux non métalliques, matériaux de construction 5 % 7 - Chauffage urbain 2 % (Marliereet al, 2002)<a href="https://www.lcsqa.org/system/files/Etude_10_782_FMr.pdf">https://www.lcsqa.org/system/files/Etude_10_782_FMr.pdf</a></p> |
| Agriculture + Usines de fertilisants   | Cd +++       | Les principales sources de métaux potentiellement nocifs sont l'engrais minéral phosphoré pour le cadmium et l'uranium et le fumier pour le cuivre et le zinc. Les engrais minéraux phosphorés sont la principale source d'accumulation de cadmium et d'uranium dans le sol (PNR 69, 2018) <a href="http://www.nfp69.ch/SiteCollectionDocuments/PNR69_Charge_en_métaux_FR.pdf">http://www.nfp69.ch/SiteCollectionDocuments/PNR69_Charge_en_métaux_FR.pdf</a>  |
| Chimiqueet pharmaceutique  | Pb, Cd, Hg   | Selon EPA (2003) et la Banque Mondiale, les principaux polluants pouvant être rencontrés dans les rejets des industries pharmaceutiques sont : Les polluants organiques de diverses natures, Les solvants, Les métaux lourds, Les isomères de l'hexachlorocyclohexane, Le 1,2-dichloroethane ( <a href="http://www.amipec.com/pdf_rejets/fiche_industrie_pharma.pdf">http://www.amipec.com/pdf_rejets/fiche_industrie_pharma.pdf</a> )  |
| Textile et trans. du cuir  | Pb, Cd, Hg   | Les concentrations en métaux lourds détectées dans les effluents des usines de textiles sont importantes. La caractérisation en éléments métalliques des effluents textiles (Pb, Cd, Hg, As, ...) de l'industrie ICOMA est inférieure aux valeurs limites (Souabi, S) <a href="https://www.oieau.org/eaudoc/system/files/documents/45/225657/225657_doc.pdf">https://www.oieau.org/eaudoc/system/files/documents/45/225657/225657_doc.pdf</a>   |
| Mines et mat. de construction, métalliques mécanique et énergie, briqueterie, Faïence, céramique | Pb, Cd, Hg   | L'activité minière peut donc générer des concentrations en métaux lourds supérieures au fond géochimique dans les sols, les sédiments et les eaux par rapport à celle qui existaient avant l'exploitation dans la région (Aranguren, 2008). <a href="https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00277431/file/These.pdf">https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00277431/file/These.pdf</a>   |

|                           |                           |  |
|---------------------------|---------------------------|--|
| Trans. bois               | <b>Pb</b>                 | Les analyses de déchets de bois divers et variés montrent qu'en comparaison avec le bois naturel, ces bois présentent des teneurs sensiblement plus élevées en métaux lourds, dont en particulier le plomb et le zinc (SENE, 2014) <a href="https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:-V0kr4aPJwJ:https://www.ne.ch/autorites/DDTE/SENE/Documents/BoisRebut.pdf+&amp;cd=4&amp;hl=fr&amp;ct=clnk&amp;gl=dz">https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:-V0kr4aPJwJ:https://www.ne.ch/autorites/DDTE/SENE/Documents/BoisRebut.pdf+&amp;cd=4&amp;hl=fr&amp;ct=clnk&amp;gl=dz</a>   |
| Les centrales thermiques  | Pb, Cd, Hg                | Les émissions atmosphériques de métaux lourds par les centrales à charbon d'EDF a été réalisé pour l'année 2001. L'incertitude est un peu plus forte ( $\pm 80\%$ ) pour les éléments plus volatils (As, Pb, Zn). Les valeurs fournies pour les éléments à la fois très volatils et en faible teneur dans le charbon (Hg, Se, Cd) sont indicatives par excès et doivent être utilisées avec précaution (Lecuyer <i>et al</i> , 2004) <a href="http://odel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/docannexe/file/1597/93_lecuyer2.pdf">http://odel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/docannexe/file/1597/93_lecuyer2.pdf</a>   |
| Combustion des déchets    | Pb, Cd, Hg                | Dans le déchet ménager solide, les concentrations en éléments traces métalliques sont de l'ordre de 795 en Pb (mg/g de matière sèche), 4 mg/g de Cd et 3 mg/g de Hg (Gauthier <i>et al</i> , 2015) <a href="https://www.researchgate.net/publication/279230809_Vaporisation_etou_stabilisation_de_métaux_lourds_au_cours_du_traitement_thermique_de_déchet_cas_des_déchet_ménagers_solides_et_des_boues_de_dragage/link/567a878608ae7fea2e9a14bb/download">https://www.researchgate.net/publication/279230809_Vaporisation_etou_stabilisation_de_métaux_lourds_au_cours_du_traitement_thermique_de_déchet_cas_des_déchet_ménagers_solides_et_des_boues_de_dragage/link/567a878608ae7fea2e9a14bb/download</a>   |
| Les cimenteries           | Pb, Cd, Hg                | les bilans massiques montrent que les taux de séquestration des métaux dans le ciment sont particulièrement élevés : de l'ordre de 87 % pour le mercure, 95 % pour le plomb et de plus de 99 % pour les autres métaux (Jacobs, 2006) <a href="https://www.febelcem.be/fileadmin/user_upload/rapport-environnemental/fr/rapport-environnemental-ciment-2006-fr.pdf">https://www.febelcem.be/fileadmin/user_upload/rapport-environnemental/fr/rapport-environnemental-ciment-2006-fr.pdf</a>   |
| Explosifs                 | <b>Hg, Pb</b>             | Le fulminate de mercure (Hg(NCOH) intervient dans la fabrication des poudres détonantes (amorces utilisées par les artificiers pour la mise à feu des explosifs). l'azide: Pb(N3):?. est utilisé dans les explosifs (Mestrallet, 1996). <a href="https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-01768453/document">https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-01768453/document</a>  |
| Cotons                    | <b>Pb+++</b> , <b>Cd+</b> | - Les résultats ont montré dans les trois régions de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara (Bénin) une contamination régulière de l'eau de pompe par les métaux à l'exception du mercure (0.000 ppb) et de l'arsenic (0.000 ppb). Les teneurs les plus élevées avoisinent 0,126 ppb et 0,100 ppb respectivement pour le plomb et le zinc (Adam <i>et al</i> , 2010) <a href="http://ajol.info/index.php/ijbcs">.http://ajol.info/index.php/ijbcs</a> .<br>- les concentrations importantes de métaux lourds (Cadmium et le Plomb) dans les eaux de surface en saison pluvieuse seraient liées à l'utilisation des intrants chimiques pour la production du coton conventionnel. <a href="http://dx.doi.org/10.19044/esj.2020.v16n6p435">http://dx.doi.org/10.19044/esj.2020.v16n6p435</a> |
| Appareils électroménagers | Pb, Cd, Hg                | les teneurs en métaux lourds (Fe, Cr, Mn, Pb, Zn, Cd et Cu) déterminées dans les rejets liquides industriels de l'ENIEM, sont inférieures aux normes adoptées par la réglementation Algérienne (Mecheref et Mahfouf, 2016) <a href="https://dl.ummo.dz/bitstream/handle/ummo/4844/Mecheref%20Samir%20%26%20Mahfouf%20Aghiles.pdf?sequence=1&amp;isAllowed=y">https://dl.ummo.dz/bitstream/handle/ummo/4844/Mecheref%20Samir%20%26%20Mahfouf%20Aghiles.pdf?sequence=1&amp;isAllowed=y</a>   |
| Fabrication flexible      | <b>Pb</b>                 | Les utilisations du plomb peuvent être classés en cinq secteurs principaux : produits semi-finis (tuyaux, tubes, feuilles, bandes, plomb de chasse), câbles électriques, accumulateurs, alliages, chimie (oxydes, alkyl, etc.) (Farès NAKHLÉ, 2003). <a href="https://archimer.ifremer.fr/doc/2003/these-83.pdf">https://archimer.ifremer.fr/doc/2003/these-83.pdf</a>   |

+ : Taux élevé.

### Annexe 5 : Synthèse des sources et activités qui génèrent les métaux toxiques étudiés à Alger

| Activités (Guendouzi, 2015)                                      | Métal généré     | Références  |
|--|------------------|---|
| Boues des stations d'épuration                                   | Pb, Cd           | La spéciation des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) des boues montre que les carbonates, les oxydes de fer et la matière organique sont les phases porteuses de ces métaux et assurent leur piégeage au cours du traitement d'épuration (Pierrisnard et Ambrosi, 1996). <a href="http://lodel.irevues.inist.fr/dechets-sciences-techniques/docannexe/file/684/dst_1996_4_31.pdf">http://lodel.irevues.inist.fr/dechets-sciences-techniques/docannexe/file/684/dst_1996_4_31.pdf</a>  |
| Pollution atmosphérique  | Pb, Cd, Hg       | <b>Pb</b> : Sources de pollutions atmosphériques En France, d'après le CITEPA, « les émissions de plomb ont été longtemps dominées par le transport automobile du fait de la présence de plomb dans l'essence : en 1990 la part du trafic routier dans les émissions totales était encore de 93 %. L'introduction de carburants sans plomb, préalable indispensable à celle des pots catalytiques sur les véhicules à essence, provoque un délaissement progressif de l'essence plombée. On notera qu'en dehors du transport routier, les principales sources sont constituées de l'incinération des déchets, de la métallurgie des métaux ferreux et non-ferreux et de quelques autres procédés industriels. Les sous-secteurs prépondérants en 2000 soit environ 95 % des émissions totales sont : 1 - Métallurgie des métaux non ferreux 32 % 2 - Minéraux non métalliques., matériaux de construction 23 % 3 - Traitement des déchets 15 % 4 - Sidérurgie et 1ère transformation. des métaux ferreux 15 % 5 - Biens d'équipement et matériaux de transport 9 % 6 - Voitures particulières essence non catalysée 3 %<br><b>Cd</b> : Les sous-secteurs prépondérants en 2000, soit environ 95 % des émissions totales, sont: 1 - Sidérurgie et 1ère transformation des métaux ferreux 29 % 2 - Traitement des déchets 23 % 3 - Métallurgie des métaux non ferreux 18 % 4 - Résidentiel 15 % 5 - Minéraux non métalliques, matériaux de construction 6.9 % 6 - Biens d'équipement et matériaux de transport 2.8 % 7 - Chimie 2.5 %<br><b>Hg</b> : Les sous-secteurs prépondérants en 2000 soit environ 95 % des émissions totales sont : 1 - Traitement des déchets 22 % 2 - Chimie 21 % 3 - Production d'électricité 19 % 4 - Métallurgie des métaux non ferreux 15 % 5 - Résidentiel 12 % 6 - Minéraux non métalliques, matériaux de construction 5 % 7 - Chauffage urbain 2 % (Marliereet al, 2002) <a href="https://www.lcsqa.org/system/files/Etude_10_782_FMr.pdf">https://www.lcsqa.org/system/files/Etude_10_782_FMr.pdf</a> |
| Chimique, pharmaceutique, peinture, vernis, diluants, cosmétique | Pb, Cd, Hg       | Selon EPA (2003) et la Banque Mondiale, les principaux polluants pouvant être rencontrés dans les rejets des industries pharmaceutiques sont : Les polluants organiques de diverses natures, Les solvants, Les métaux lourds, Les isomères de l'hexachlorocyclohexane ,Le 1,2-dichloroethane ( <a href="http://www.amipec.com/pdf_rejets/fiche_industrie_pharma.pdf">http://www.amipec.com/pdf_rejets/fiche_industrie_pharma.pdf</a> )  |
| Métallurgie  | Pb, Cd+++,<br>Hg | L'activité minière peut donc générer des concentrations en métaux lourds supérieures au fond géochimique dans les sols, les sédiments et les eaux par rapport à celle qui existaient avant l'exploitation dans la région (Aranguren, 2008) ). <a href="https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00277431/file/These.pdf">https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00277431/file/These.pdf</a>   |
| Raffinage des huiles   | Pb, Cd           | Le règlement (CE) no 1881/2006 modifié fixe des teneurs limites en plomb (0,1 mg/kg) dans les huiles et matières grasses, et en cadmium (0,2 mg/kg) dans les graines de soja. Précisons que la présence éventuelle de ces deux éléments n'est pas liée aux pratiques culturales, mais à la pollution de l'environnement ; Plus récemment, Dugo et al.(2004) font état de la contamination en plomb et en cadmium d'huiles végétales raffinées d'arachide, de tournesol, de soja et de pépins de raisin (Pages et al, 2010) <a href="http://dx.doi.org/10.1051/ocl.2010.0302">http://dx.doi.org/10.1051/ocl.2010.0302</a>  |
| Combustion des déchets   | Pb, Cd, Hg       | Dans le déchet ménager solide, les concentrations en éléments traces métalliques sont de l'ordre de 795 en Pb (mg/g de matière sèche), 4 mg/g de Cd et 3 mg/g de Hg (Gauthier et al, 2015) <a href="https://www.researchgate.net/publication/279230809_Vaporisation_etou_stabilisation_de_métaux_lourds_au_cours_du_traitement_thermique_de_déchet_cas_des_déchets_ménagers_solides_et_des_boues_de_dragage/link/567a878608ae7fea2e9a14bb/download">https://www.researchgate.net/publication/279230809_Vaporisation_etou_stabilisation_de_métaux_lourds_au_cours_du_traitement_thermique_de_déchet_cas_des_déchets_ménagers_solides_et_des_boues_de_dragage/link/567a878608ae7fea2e9a14bb/download</a>  |

|   |            |  |
|---|------------|--|
| Fabrication d'accumulateurs de démarrage du plomb | Pb         | Les utilisations du plomb peuvent être classés en cinq secteurs principaux : produits semi-finis (tuyaux, tubes, feuilles, bandes, plomb de chasse), câbles électriques, accumulateurs, alliages, chimie (oxydes, alkyl, etc.) (Farès NAKHLÉ, 2003). <a href="https://archimer.ifremer.fr/doc/2003/these-83.pdf">https://archimer.ifremer.fr/doc/2003/these-83.pdf</a>   |
| Savon+détergents                                  | Pb, Cd, Hg | 0.51 µg/l de Pb, et une concentration <0,0002 de Cd ont été calculés lors d'un échantillonnage séquentiel des rejets d'une savonnerie au Maroc mis à part le calcul de dautreséléments : As, Al, Fer, Cu (Souidi et Xanthoulis, 2006) <a href="http://www.amipec.com/pdf_rejets/fiche_savon-detergent.pdf">http://www.amipec.com/pdf_rejets/fiche_savon-detergent.pdf</a>  |
| Production papier                                 | Pb, Cd, Hg | l'encre d'impression des papiers de récupération est la principale source de métaux lourds. Les colorants qui donnent au papier une certaine couleur et/ou un certain degré de blanc sont difficiles à éliminer; certains sont toxiques; peuvent contenir des métaux lourds. On observe des variations significatives de la teneur en polluants des papiers de récupération que l'on retrouve dans les boues de désencrage (35mg de Pb, < 0.1 de Cd et Hg) (CE, 2001). <a href="https://aida.ineris.fr/sites/default/files/directive_ied/Pulp%20and%20paper-dec-2001_VF_1.pdf">https://aida.ineris.fr/sites/default/files/directive_ied/Pulp%20and%20paper-dec-2001_VF_1.pdf</a> |
| Electrique et électronique                        | Pb, Cd, Hg | les teneurs en métaux lourds (Fe, Cr, Mn, Pb, Zn, Cd et Cu) déterminées dans les rejets liquides industriels de l'ENIEM, sont inférieures aux normes adoptées par la réglementation Algérienne (Mecheref et Mahfouf, 2016) <a href="https://dl.ummo.dz/bitstream/handle/ummo/4844/Mecheref%20Samir%20%26%20Mahfouf%20Aghiles.pdf?sequence=1&amp;isAllowed=y">https://dl.ummo.dz/bitstream/handle/ummo/4844/Mecheref%20Samir%20%26%20Mahfouf%20Aghiles.pdf?sequence=1&amp;isAllowed=y</a>   |
| Transformation du plastique                       | Pb, Cd, Hg | - Plomb : oxyde plomb (litharge) parfois ajouté au PVC rigide surtout pour réduire la dégradation causée par les rayons UV et la chaleur ; chromate de plomb (pigment).<br>- Cadmium : CdO et CdS pour colorer les plastiques devant être utilisés à haute température. <a href="http://doc-oai.eaurmc.fr/cindocoai/download/1834/1/FichesSecteurs.pdf_4302Ko">http://doc-oai.eaurmc.fr/cindocoai/download/1834/1/FichesSecteurs.pdf_4302Ko</a>  |

+ : Taux élevé.

## Annexe 6 : Synthèse des sources et activités qui génèrent les métaux toxiques étudiés à Bejaia

| Activité (DIPI, 2015)          | Métal généré | Références  |
|--------------------------------|--------------|---|
| Boues des stations d'épuration | Pb, Cd       | La spéciation des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) des boues montre que les carbonates, les oxydes de fer et la matière organique sont les phases porteuses de ces métaux et assurent leur piégeage au cours du traitement d'épuration (Pierrisnard et Ambrosi, 1996). <a href="http://lodel.irevues.inist.fr/dechets-sciences/techniques/docannexe/file/684/dst_1996_4_31.pdf">http://lodel.irevues.inist.fr/dechets-sciences/techniques/docannexe/file/684/dst_1996_4_31.pdf</a>  |
| Pollution atmosphérique        | Pb, Cd, Hg   | <b>Pb</b> : Sources de pollutions atmosphériques En France, d'après le CITEPA, « les émissions de plomb ont été longtemps dominées par le transport automobile du fait de la présence de plomb dans l'essence : en 1990 la part du trafic routier dans les émissions totales était encore de 93 %. L'introduction de carburants sans plomb, préalable indispensable à celle des pots catalytiques sur les véhicules à essence, provoque un délaissement progressif de l'essence plombée. On notera qu'en dehors du transport routier, les principales sources sont constituées de l'incinération des déchets, de la métallurgie des métaux ferreux et non-ferreux et de quelques autres procédés industriels. Les sous-secteurs prépondérants en 2000 soit environ 95 % des émissions totales sont : 1 - Métallurgie des métaux non ferreux 32 % 2 - Minéraux non métalliques, matériaux de construction 23 % 3 - Traitement des déchets 15 % 4 - Sidérurgie et 1ère transformation. des métaux ferreux 15 % 5 - Biens d'équipement et matériaux de transport 9 % 6 - Voitures particulières essence non catalysée 3 %<br><b>Cd</b> : Les sous-secteurs prépondérants en 2000, soit environ 95 % des émissions totales, sont: 1 - Sidérurgie et 1ère transformation des métaux ferreux 29 % 2 - Traitement des déchets 23 % 3 - Métallurgie des métaux non ferreux 18 % 4 - Résidentiel 15 % 5 - Minéraux non métalliques, matériaux de construction 6.9 % 6 - Biens d'équipement et matériaux de transport 2.8 % 7 - Chimie 2.5 %<br><b>Hg</b> : Les sous-secteurs prépondérants en 2000 soit environ 95 % des émissions totales sont : 1 - Traitement des déchets 22 % 2 - Chimie 21 % 3 - Production d'électricité 19 % 4 - Métallurgie des métaux non ferreux 15 % 5 - Résidentiel 12 % 6 - Minéraux non métalliques, matériaux de construction 5 % 7 - Chauffage urbain 2 % (Marliere <i>et al</i> , 2002) <a href="https://www.lcsqa.org/system/files/Etude_10_782_FMr.pdf">https://www.lcsqa.org/system/files/Etude_10_782_FMr.pdf</a> |
| Agriculture                    | Cd           | Les principales sources de métaux potentiellement nocifs sont l'engrais minéral phosphoré pour le cadmium et l'uranium et le fumier pour le cuivre et le zinc. Les engrais minéraux phosphorés sont la principale source d'accumulation de cadmium et d'uranium dans le sol (PNR 69, 2018) <a href="http://www.nfp69.ch/SiteCollectionDocuments/PNR69_Charge_en_métaux_FR.pdf">http://www.nfp69.ch/SiteCollectionDocuments/PNR69_Charge_en_métaux_FR.pdf</a>  |
| Raffinage des huiles           | Pb, Cd       | Le règlement (CE) no 1881/2006 modifié fixe des teneurs limites en plomb (0,1 mg/kg) dans les huiles et matières grasses, et en cadmium (0,2 mg/kg) dans les graines de soja. Précisons que la présence éventuelle de ces deux éléments n'est pas liée aux pratiques culturales, mais à la pollution de l'environnement ; Plus récemment, Dugo <i>et al</i> .(2004) font état de la contamination en plomb et en cadmium d'huiles végétales raffinées d'arachide, de tournesol, de soja et de pépins de raisin (Pages <i>et al</i> , 2010) <a href="http://dx.doi.org/10.1051/ocl.2010.0302">http://dx.doi.org/10.1051/ocl.2010.0302</a>  |
| Combustion des déchets         | Pb, Cd, Hg   | Dans le déchet ménager solide, les concentrations en éléments traces métalliques sont de l'ordre de 795 en Pb (mg/g de matière sèche), 4 mg/g de Cd et 3 mg/g de Hg (Gauthier <i>et al</i> , 2015) <a href="https://www.researchgate.net/publication/279230809_Vaporisation_etou_stabilisation_de_métaux_lourds_au_cours_du_traitement_thermique_de_dechet_cas_des_dechets_menagers_solides_et_des_boues_de_dragage/link/567a878608ae7fea2e9a14bb/download">https://www.researchgate.net/publication/279230809_Vaporisation_etou_stabilisation_de_métaux_lourds_au_cours_du_traitement_thermique_de_dechet_cas_des_dechets_menagers_solides_et_des_boues_de_dragage/link/567a878608ae7fea2e9a14bb/download</a>  |
| Trans. bois                    | <b>Pb</b>    | Les analyses de déchets de bois divers et variés montrent qu'en comparaison avec le bois naturel, ces bois présentent des teneurs sensiblement plus élevées en métaux lourds, dont en particulier le plomb et le zinc (SENE, 2014) <a href="https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:-V0kr4aPJwJ:https://www.ne.ch/autorites/DDTE/SENE/Documents/BoisRebut.pdf+&amp;cd=4&amp;hl=fr&amp;ct=clnk&amp;gl=dz">https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:-V0kr4aPJwJ:https://www.ne.ch/autorites/DDTE/SENE/Documents/BoisRebut.pdf+&amp;cd=4&amp;hl=fr&amp;ct=clnk&amp;gl=dz</a>  |

|                             |            |   |
|-----------------------------|------------|---|
| Port pétrolier              | Hg         | Fuite de Hg (accident 2014)   |
| Fabrication Electrique      | Pb, Cd, Hg | Les teneurs en métaux lourds (Fe, Cr, Mn, Pb, Zn, Cd et Cu) déterminées dans les rejets liquides industriels de l'ENIEM, sont inférieures aux normes adoptées par la réglementation Algérienne (Mecheref et Mahfouf, 2016)<br><a href="https://dl.ummo.dz/bitstream/handle/ummo/4844/Mecheref%20Samir%20%26%20Mahfouf%20Aghiles.pdf?sequence=1&amp;isAllowed=y">https://dl.ummo.dz/bitstream/handle/ummo/4844/Mecheref%20Samir%20%26%20Mahfouf%20Aghiles.pdf?sequence=1&amp;isAllowed=y</a> |
| Transformation du plastique | Pb, Cd, Hg | - Plomb : oxyde plomb (litharge) parfois ajouté au PVC rigide surtout pour réduire la dégradation causée par les rayons UV et la chaleur ; chromate de plomb (pigment).<br>- Cadmium : CdO et CdS pour colorer les plastiques devant être utilisés à haute température. <a href="http://doc-oai.eaurmc.fr/cindocoai/download/1834/1/FichesSecteurs.pdf">http://doc-oai.eaurmc.fr/cindocoai/download/1834/1/FichesSecteurs.pdf</a> 4302Ko  |

*Production Scientifique*

## **PRODUCTION SCIENTIFIQUE**

### **PUBLICATIONS :**

- 1) **Aissioui S.**, Poirier L., Amara R. & Ramdane Z., 2021. Concentrations of lead, cadmium, and mercury in *Mullus barbatus barbatus* (L.) from the Algerian coast and health risks associated to its consumption. *Regional Studies in Marine Science*, 47, 101959. doi:10.1016/j.rsma.2021.101959
- 2) **Aissioui S.**, Poirier L., Amara R. & Ramdane Z., 2021. Concentrations of lead, cadmium and mercury in sardines, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) from the Algerian coast and health risks for consumers. Under Review in *Journal of Food Composition and Analysis*.
- 3) **Aissioui S.**, Poirier L. & Ramdane Z., 2021. Toxic heavy metals (Pb, Cd and Hg) measured in *sardina pilchardus* (walbaum, 1792) from the bay of Boumerdes (Algeria). Under Review in *Studia Universitatis* journal.

### **COMMUNICATIONS INTERNATIONALS**

- 1- **AISSIOUI Souad.**, RAMDANE Zouhir., POIRIER Laurence : La contamination métallique de *Sardina pilchardus* (walbaum, 1792) des côtes algériennes. 1er Séminaire International en Aquaculture (SIAQUA). Le 12 Février 2020 à Ouargla (**Algérie**).
- 2- **AISSIOUI Souad.**, RAMDANE Zouhir., POIRIER Laurence : Pollution de l'environnement marin et santé humaine : Impact des contaminants métalliques chez *Sardina pilchardus* et *Mullus barbatus barbatus* du littoral algérien. Le Congrès International Biotechnologie au Service de la Santé "Biotech 2020". 27 à 29 Février 2020. Fès (**Maroc**).
- 3- **AISSIOUI Souad.**, RAMDANE Zouhir., POIRIER Laurence : Évaluation et Risques Sanitaires de la Bioaccumulation de Métaux Lourds chez *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758) du Littoral Centre Algérien. 4<sup>ème</sup> Conférence Francophone d'écophysiologie animale. 28 à 30 octobre 2019. Rennes (**France**).

### **COMMUNICATIONS NATIONALES**

- 1- **AISSIOUI Souad.**, RAMDANE Zouhir : Actions écotoxicologiques de certains métaux (Pb-Cd-Hg) chez *Sardina pilchardus* (walbaum, 1792) du littoral Est et Centre algérien. 5<sup>èmes</sup> journées d'étude nationale sur la zoologie appliquée et l'écophysiologie animale. 22 à 23 octobre 2019. **Jijel** (Algérie).
- 2- **AISSIOUI Souad.**, RAMDANE Zouhir : Utilisation de *Sardina pilchardus* de la Baie d'Alger dans l'évaluation de la pollution par quelques Métaux lourds (Pb, Cd, Hg). 5<sup>èmes</sup> journées d'étude nationale sur la zoologie appliquée et l'écophysiologie animale. 22 à 23 octobre 2019. **Jijel** (Algérie).

- 3- **AISSIOUI Souad.**, RAMDANE Zouhir., POIRIER Laurence : Les risques chimiques environnementaux : impact de la pollution marine par le Mercure sur *Mullus barbatus* et *Sardina pilchardus* du littoral algérien. 1er séminaire national sur chimie analytique, matériaux et substances naturelles. 17 décembre 2019. **Blida** (Algérie).
- 4- **AISSIOUI Souad.**, RAMDANE Zouhir., POIRIER Laurence : Polluants Métalliques Présents dans les Espèces de Poissons Destinées à la Consommation Humaine du Littoral Centre Algérien. La conférence Nationale sur l'Environnement et le Développement Durable. CNEDD. 22 à 23 Janvier 2020. **Mascara** (Algérie).

#### AUTRES

- **AISSIOUI Souad** : Participation au workshop EMAD /la rédaction 2.0 méthodes et outils. Atelier Latex/ Zotero. Samedi 26 mai 2018. Université m'hammed Bougara-Boumerdes (Algérie).
- **AISSIOUI Souad** : Participation à la journée nationale sur « La méthodologie de préparation d'une thèse de doctorat et la rédaction d'un article scientifique ». 13-14 Janvier 2020. Université Louniciali 2. Blida (Algérie).
- **AISSIOUI Souad** : Participation à une table ronde sur le thème de la "Biodiversité marine : des initiatives innovantes" Organisée par La Délégation de l'Union européenne en Algérie en partenariat avec The Algerian Center for Social Entrepreneurship (ACSE). Jeudi 30 janvier 2020. Alger (Algérie).
- **AISSIOUI Souad** : Participation à l'atelier de formation à la rédaction d'article scientifique. Cité d'innovation de Fès. Université Sidi Mohamed Ben Abdellah. 24 février 2020. Fès (Maroc).
- **AISSIOUI Souad** : Formation « Analyse Statistique sur Logiciel SPSS ». L'Institut MEDLIFE CONSULT. Medical& Pharmaceutical &Research. 06-07 mars 2020. Alger (Algérie).

## Résumé

L'échantillonnage de 872 spécimens de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) et de 424 spécimens de *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758) a eu lieu durant 2017 et 2018 au niveau de la côte Centre Est de l'Algérie. Le dosage du Pb, Cd et Hg a été réalisé dans le muscle et dans le foie des spécimens échantillonnés. Quelque soit l'espèce étudiée, la baie d'Alger marque les concentrations musculaires moyennes les plus élevées en Pb ( $0.25 \pm 0.29 \mu\text{g/g PF}$ ) et en Cd ( $> 0.28 \pm 0.31 \mu\text{g/g PF}$ ). Cependant les deux baies de Bejaia et Dellys présentent les concentrations les plus élevées en Hg ( $> 0.19 \pm 0.07 \mu\text{g/g PF}$ ). Les spécimens de grandes tailles des deux espèces de poissons (les plus consommés) montrent une accumulation accrue des trois éléments métalliques étudiés. Nos résultats montrent également une dynamique saisonnière nette des concentrations de ces trois éléments traces en fonction de l'espèce de poissons et de l'organe ciblé (muscle, foie).

Acunimpact de ces contaminants sur l'indice de condition et l'indice hépato-somatique n'a été décelé. Chez *M. Barbatus barbatus*, les concentrations moyennes enregistrées du Pb et du Cd dépassent le seuil des valeurs réglementaires dans les deux matrices. Les concentrations du Hg ne dépassent pas les normes dans les deux matrices des deux espèces étudiées. Par ailleurs, les Quotients de danger (THQ) et Apport hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI) calculés indiquent que la consommation des deux espèces de poissons est sans risques.

**Mots-clés :** *Sardina pilchardus*, *Mullus barbatus barbatus*, métaux lourds toxiques, risques sanitaires, côtes algériennes.

## Abstract

Sampling of 872 specimens of *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) and 424 specimens of *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758) took place during 2017 and 2018 at the central eastern coast of Algeria. The determination of Pb, Cd and Hg was performed in the muscle and the liver of the sampled specimens. Regardless of the species studied, Algiers Bay had the highest average muscle concentrations of Pb ( $0.25 \pm 0.29 \mu\text{g/g ww}$ ) and Cd ( $> 0.28 \pm 0.31 \mu\text{g/g ww}$ ). However, the two bays of Bejaia and Dellys had the highest concentrations of Hg ( $> 0.19 \pm 0.07 \mu\text{g/g ww}$ ) respectively. Large specimens of both fish species (the most consumed) showed increased accumulation of the three metal elements studied. Our results also showed a clear seasonal dynamic of the concentrations of these three trace elements depending on the fish species and the target organ (muscle, liver).

No impact of these contaminants on the condition index and the hepato-somatic index was detected. In *M. barbatus barbatus*, the recorded mean concentrations of Pb and Cd exceeded the regulatory threshold values in both matrices. The concentrations of Hg did not exceed the standards in both matrices of the two species studied. Furthermore, the calculated Target hazard quotient (THQ) and Provisional tolerable weekly intake (PTWI) indicated that the consumption of both fish species is safe.

**Keywords:** *Sardina pilchardus*, *Mullus barbatus barbatus*, toxic heavy metals, health risks, Algerian coast.

## ملخص

تم أخذ 872 عينة من سمك السردين و424 عينة من سمك البوري الاحمر خلال الفترة الممتدة ما بين 2017 و2018 على الساحل الشرقي والأوسط للجزائر. تم تحديد تراكيز الرصاص والكاديوم والزنبق في العضل والكبد للعينات المأخوذة. بغض النظر عن الأنواع المدروسة، سجل خليج الجزائر العاصمة أعلى متوسط لتراكيز الرصاص والكاديوم في العضل ( $0.29 \pm 0.25$  ميكروغرام/غرام و  $0.31 \pm 0.28$  ميكروغرام/غرام على التوالي).

سجل بالمقابل خليج بجاية ودلس على التوالي أعلى التراكيز في الزنبق ( $0.07 \pm 0.19$ ). غالبًا ما تُظهر العينات الكبيرة من نوعي الأسماك (الأكثر استهلاكًا) تراكمًا متزايدًا للمعادن الثقيلة السامة الثلاثة موضوع الدراسة. غالبًا، اظهرت النتائج ديناميكية موسمية واضحة في تراكيز هذه المعادن الثقيلة السامة الثلاثة حسب نوع السمك والعضو المستهدف (العضل والكبد).

لم يتم الكشف عن أي تأثير لهذه الملوثات على مؤشر الحالة ومؤشر الكبد الجسدي. لدى سمك البوري الاحمر، تجاوز متوسط تراكيز الرصاص والكاديوم المسجلة عتبة القيم التنظيمية في العضل والكبد. لم تتجاوز تراكيز الزنبق في العضل والكبد المعايير لدى نوعي السمك موضوع الدراسة. بالإضافة إلى ذلك، تشير نتائج حسا (THQ) و (PTWI) إلى أن استهلاك كلا النوعين من الأسماك آمن.

**الكلمات المفتاحية:** سمك السردين، سمك البوري الاحمر، معادن ثقيلة سامة، مخاطر صحية، ساحل الجزائر.

## Résumé

L'échantillonnage de 872 spécimens de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) et de 424 spécimens de *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758) a eu lieu durant 2017 et 2018 au niveau de la côte Centre Est de l'Algérie. Le dosage du Pb, Cd et Hg a été réalisé dans le muscle et dans le foie des spécimens échantillonnés. Quelque soit l'espèce étudiée, la baie d'Alger marque les concentrations musculaires moyennes les plus élevées en Pb ( $0.25 \pm 0.29 \mu\text{g/g}$  PF) et en Cd ( $>0.28 \pm 0.31 \mu\text{g/g}$  PF). Cependant les deux baies de Bejaia et Dellys présentent les concentrations les plus élevées en Hg ( $>0.19 \pm 0.07 \mu\text{g/g}$  PF). Les spécimens de grandes tailles des deux espèces de poissons (les plus consommés) montrent une accumulation accrue des trois éléments métalliques étudiés. Nos résultats montrent également une dynamique saisonnière nette des concentrations de ces trois éléments traces en fonction de l'espèce de poissons et de l'organe ciblé (muscle, foie).

Aucun impact de ces contaminants sur l'indice de condition et l'indice hépato-somatique n'a été décelé. Chez *M. Barbatus barbatus*, les concentrations moyennes enregistrées du Pb et du Cd dépassent le seuil des valeurs réglementaires dans les deux matrices. Les concentrations du Hg ne dépassent pas les normes dans les deux matrices des deux espèces étudiées. Par ailleurs, les Quotients de danger (THQ) et Apport hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI) calculés indiquent que la consommation des deux espèces de poissons est sans risques. **Mots-clés** : *Sardina pilchardus*, *Mullus barbatus barbatus*, métaux lourds toxiques, risques sanitaires, côtes algériennes.

## Abstract

Sampling of 872 specimens of *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) and 424 specimens of *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758) took place during 2017 and 2018 at the central eastern coast of Algeria. The determination of Pb, Cd and Hg was performed in the muscle and the liver of the sampled specimens. Regardless of the species studied, Algiers Bay had the highest average muscle concentrations of Pb ( $0.25 \pm 0.29 \mu\text{g/gww}$ ) and Cd ( $>0.28 \pm 0.31 \mu\text{g/gww}$ ). However, the two bays of Bejaia and Dellys had the highest concentrations of Hg ( $>0.19 \pm 0.07 \mu\text{g/gww}$ ) respectively. Large specimens of both fish species (the most consumed) showed increased accumulation of the three metal elements studied. Our results also showed a clear seasonal dynamic of the concentrations of these three trace elements depending on the fish species and the target organ (muscle, liver).

No impact of these contaminants on the condition index and the hepato-somatic index was detected. In *M. barbatus barbatus*, the recorded mean concentrations of Pb and Cd exceeded the regulatory threshold values in both matrices. The concentrations of Hg did not exceed the standards in both matrices of the two species studied. Furthermore, the calculated Target hazard quotient (THQ) and Provisional tolerable weekly intake (PTWI) indicated that the consumption of both fish species is safe.

**Keywords**: *Sardina pilchardus*, *Mullus barbatus barbatus*, toxic heavy metals, health risks, Algerian coast.

## ملخص

تم أخذ 872 عينة من سمك السردين و 424 عينة من سمك البوري الاحمر خلال الفترة الممتدة ما بين 2017 و 2018 على الساحل الشرقي والأوسط للجزائر. تم تحديد تراكيز الرصاص والكاديوم والزنبق في العضل والكبد للعينات المأخوذة. بغض النظر عن الأنواع المدروسة، سجل خليج الجزائر العاصمة أعلى متوسط لتراكيز الرصاص والكاديوم في العضل ( $0.25 \pm 0.29$  ميكروغرام/غرام و  $< 0.28 \pm 0.31$  ميكروغرام/غرام على التوالي).

سجل بالمقابل خليج بجاية ودلس على التوالي أعلى التراكيز في الزنبق ( $< 0.19 \pm 0.07$ ). غالبًا ما تُظهر العينات الكبيرة من نوعي الأسماك (الأكثر استهلاكًا) تراكيزًا متزايدًا للمعادن الثقيلة السامة الثلاثة موضوع الدراسة. غالبًا، أظهرت النتائج ديناميكية موسمية واضحة في تراكيز هذه المعادن الثقيلة السامة الثلاثة حسب نوع السمك والعضو المستهدف (العضل والكبد).

لم يتم الكشف عن أي تأثير لهذه الملوثات على مؤشر الحالة ومؤشر الكبد الجسدي. لدى سمك البوري الاحمر، تجاوز متوسط تراكيز الرصاص والكاديوم المسجلة عتبة القيم التنظيمية في العضل والكبد. لم تتجاوز تراكيز الزنبق في العضل والكبد المعايير لدى نوعي السمك موضوع الدراسة. بالإضافة إلى ذلك، تشير نتائج حساب (THQ) و (PTWI) إلى أن استهلاك كلا النوعين من الأسماك آمن.

**الكلمات المفتاحية**: سمك السردين، سمك البوري الاحمر، معادن ثقيلة سامة، مخاطر صحية، ساحل الجزائر.