

TABLE DE MATIERE

Résumé	
Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Introduction générale	

Premier chapitre

1^{ère} Partie : Caractéristiques de la zone d'étude	4
I. Localisation géographique et circulation générale	
I.1. Caractéristiques géographiques et bathymétriques du bassin méditerranéen	4
I.2. Caractéristiques météorologiques et hydrologiques de la Mer Méditerranée	5
I.2.1. Le climat méditerranéen	5
I.2.2. Les reliefs et les vents	6
I.3. La biodiversité de la Mer Méditerranée	7
II.1. Le littoral algérien	8
II.2. Littoral occidental algérien	9
II.2.1. Situation géographique et topographie littorale	9
II.2.2. Sédimentation marine	10
II.2.3. Principales caractéristiques climatiques de la zone d'étude	10
2.3.1. Température et salinité	11
2.3.2. Pluviométrie	11
2.3.3. Régime des vents	13
2^{ème} Partie : Présentation de l'espèce <i>Mugil cephalus</i>	
I. Introduction	14
I.1. Généralités	14
I.2. Position systématique	15
I.3. Classification	15
II. Biologie et écologie de <i>Mugil cephalus</i>	15
1. Trait du <i>Mugil cephalus</i>	16
2. Habitat et écologie	18
3. Migration	18
4. La reproduction	19
4.1. Système reproducteur	20
4.2. Différenciation masculine	21
4.3. Différenciation féminine	21
5. Alimentation	22
6. Distribution géographique	22
7. Rôle de l'espèce dans l'écosystème	24
8. Technique de pêche	24

Deuxième chapitre

Etude de la Biologie de la Reproduction du Mugil cephalus dans le littoral occidental algérien

I. Introduction	25
II. Méthodologie	26

1. Traitement au laboratoire	26
2. Étude de la reproduction.....	27
2.1. Sex-ratio global	27
2.2. Sex-ratio en fonction de la taille.....	27
2.3. Sex-ratio en fonction des mois	28
2.4 .Ecart réduit	28
2. 5. Rapport Gonado-Somatique RGS	28
2.6. Le rapport Hépat-Somatique (RHS).....	29
2.7. Facteur de condition	30
2.8. Taille à la première maturité sexuelle.....	31
III- Résultats.....	32
1. Sex- ratio	32
1.1.Sex- ratio global	32
1.2.Sex-ratio en fonction de la taille.....	33
1.3.Sex-ratio en fonction des saisons	34
2- Calcul de la taille moyenne de la population du mullet mâle et femelle.....	36
3.1-Etude macroscopique des gonades de <i>M. cephalus</i>	36
4. Rapport Gonado-Somatique (RGS)	38
4.1. Rapport Gonado-Somatique RGS des <i>M. cephalus</i> femelles	38
4.2. Rapport Gonado-Somatique-(RGS) des <i>M. cephalus</i> mâles	40
5- Rapport Hépat-Somatique (RHS)	41
5.1. Rapport Hépat-Somatique (RHS) des <i>M. cephalus</i> femelles.....	41
5.2. Rapport Hépat-Somatique (RHS) des mâles	42
6 –Etude du facteur de condition.....	43
7- Taille à la première maturité sexuelle	46
III. Discussion	47
IV. Conclusion.....	54

Troisième chapitre

Etude de L'âge et de la croissance du Mugil cephalus du littoral occidental algérien

I. Introduction.....	56
II. Méthodologie.....	57
1. La méthode indirecte	57
1.1. Croissance linéaire.....	57
1.3. Croissance pondérale absolue.....	60
2. La méthode directe	61
III. Résultats	73
I. La méthode indirecte.....	73
1. Démographie	73
2. Étude de la croissance	73
3. Calcul de t_0	75
4. Croissance relative (Relation taille-poids)	75
5. Équation et courbe de croissance	77
II.1. Etude de l'âge par les méthodes directes.....	79
2. Comparaison entre les résultats de croissance de la méthode directe et ceux de la méthode indirecte de détermination de l'âge <i>M. cephalus</i>	82
Conclusion.....	87

Quatrième partie

Etude de la bioaccumulation des métaux lourds (ETM) et leur impact sur l'espèce Mugil cephalus du littoral occidental algérien

I. Introduction.....	89
II. Pollution du Milieu milieux littoraux	90
II.1.1. Importance écologique des milieux littoraux.....	90
II.1.2. Perturbations des milieux littoraux	91
II.1.3. Pollution de l'environnement littoral	92
II.2. Types de pollution	93
II.3. Nature et source de pollution	93
3.1. Pollution domestique	93
3.2. Pollution des effluents urbains	94
3.3. Pollution industrielle	94
3.3 Pollution d'origine agricole.....	95
II.4. Types de polluants chimiques.....	95
4.1. Métaux.....	95
4.2. Hydrocarbures aromatique polycycliques (HAPs).....	96
4.3. Polluants organiques persistants.....	97
II.5. La pollution en Méditerranée occidentale.....	97
II.6. La pollution des eaux marines en Algérie.....	98
II.7. Les sources de pollution marine implantées sur le littoral ouest algérien	101
III. La pollution par les métaux lourds Métaux lourds	102
III.1. Définition des métaux lourds.....	102
III.2. Origine des ETM.....	104
2.1. Origine naturelle.....	104
2.2. Origine anthropique.....	105
3. Importance et toxicité des ETM	107
4. Distribution des ETM dans le milieu aquatique	108
5. Caractéristiques toxicologiques des ETM	111
6. Mécanisme d'excrétion des métaux	113
7. Situation générale des métaux en Méditerranée	113
8. Biodisponibilité des ETM	119
9. Bioaccumulation des métaux lourds dans les tissus mous des poissons	120
10. Bioamplification des ETM dans les organismes marins	121
11. Processus modifiant la toxicité des métaux.....	122
IV. Eléments traces étudiés	123
IV.1. Cadmium (Cd).....	123
1.1. Généralités et sources	123
1.2. L'utilisation du Cd par l'Homme dans les cycles biologiques et sa toxicité.....	124
1.3. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques.....	124
IV. 2. Plomb (Pb)	125
2.1. Généralités et sources	125
2. 2. L'utilisation du Pb par l'Homme dans les cycles biologiques et sa toxicité	126
2. 3. Bioaccumulation et Métabolisme chez les organismes aquatiques	126
IV.3. Zinc (Zn)	127
3.1. Généralités et sources.....	127
3. 2. L'utilisation du Zn par l'Homme dans les cycles biologiques et sa toxicité	127

3.3. Bioaccumulation et Métabolisme chez les organismes aquatiques	128
IV.4. Cuivre (Cu).....	129
4.1. Généralités et sources	129
4.2. L'utilisation du Cu par l'Homme dans les cycles biologiques et sa toxicité.....	129
V. Méthodologie.....	130
1. Choix et intérêt du matériel biologique	130
2. Choix des polluants	131
3. Méthodes d'échantillonnage.....	132
3.1 Fréquence d'échantillonnage.....	132
4. Technique d'étude	132
4.1. Mensuration et Pesées	132
4.2. Dissection	132
4.3. Minéralisation des échantillons	133
4.4. Dosage au spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme (SAA)	134
4.5. Exercice d'intercalibration et assurance de la qualité du dosage	137
4.6. Détermination de la teneur en eau	138
5. Traitement statistique des résultats.....	138
5.1. Analyse statistique.....	138
VI. Résultats	139
Partie A.....	140
1. Variations des teneurs des métaux lourds dans le mullet (<i>Mugil cephalus</i>) du littoral nord occidental algérien.....	140
1.1. Variations des pourcentages des teneurs en métaux lourds.....	140
1.3. Variation des concentrations moyennes en fonction des organes	143
1.5. Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds du poids frais.....	147
1.6. Variation mensuelle des concentrations moyennes en métaux lourds (Pb, Zn, Cu) en fonctions de sexe	149
1.8. Variations des concentrations en métaux lourds (Zn, Cu et Pb) selon les stades de maturité du <i>Mugil cephalus</i>	157
1.9. Variations des concentrations en métaux lourds (Zn, Cu et Pb) en fonction des classes d'âge du <i>Mugil cephalus</i>	158
Partie B : Analyse en composante principale	161
1. Analyse en Composantes Principales (ACP) de la variation en teneurs des concentrations métalliques dans le mullet (<i>Mugil cephalus</i>) du littoral Nord Occidental Algérien	161
1.1. Analyse de la variation mensuelle de la contamination métallique dans le mullet	161
1.2. Analyse en Composantes Principales de la variation des concentrations métalliques en fonction des mois de prélèvements dans les différents organes du (<i>Mugil cephalus</i>).	162
1.3. Analyse en Composantes Principales des mois d'échantillonnage en fonction des concentrations en (Pb, Zn et Cu) chez le <i>Mugil cephalus</i>	164
1.5. Analyse en Composantes Principales de la variation des concentrations métalliques saisonnière dans les différents organes du (<i>Mugil cephalus</i>).	166
3. Classification selon la Boite a Moustaches de la variation des concentrations métalliques dans les différents organes du <i>Mugil cephalus</i>	169
VII. Discussion.....	170
Conclusion.....	189
Conclusion générale	190
Recommandations & Perspectives	193
Références bibliographique	195
Annexes	

Résumé

Conscient du problème de la pollution marine, les pouvoirs publics algériens et la communauté scientifique nationale s'intéressent de plus en plus aux études environnementales, en vue d'évaluer les risques et de protéger notre écosystème côtier. Pour cette raison, plusieurs travaux se sont portés sur les études du degré de contamination des côtes algériennes ainsi que les produits de pêches.

Ce présent travail a porté sur une étude de l'éco-biologie du poisson osseux mullet *Mugil cephalus*, ainsi que l'évaluation de la contamination par les éléments traces métalliques (Pb, Zn, Cd, Cu) dans le tissu hépatique, musculaire et gonadique pêché dans le littoral occidental algérien.

La campagne de l'échantillonnage s'est étalée sur une période de quinze mois (du mois de février 2012 jusqu'au mois d'avril 2013), avec un effectif de 960 échantillons dont 540 femelles et 230 mâles. Trois organes ont été pris en considération: le foie, les gonades, et le muscle qui représente la partie consommée par l'Homme ainsi que sa position du poisson dans le réseau trophique marin.

Le cycle sexuel décrit par l'aspect macroscopique de l'échelle de maturité, par les variations du rapport gonado-somatique (RGS) et par l'observation de l'indice de condition (K), montre que la période de ponte de notre espèce est fractionnée, elle s'étale du mois de janvier jusqu'au mois de mars et du mois de septembre jusqu'au mois de novembre. La taille moyenne calculée de la population du *Mugil* au cours de notre échantillonnage, permet d'avancer que les femelles sont, en moyenne plus grande (28,56 cm) que les mâles (23,85 cm).

La maturité sexuelle est acquise précoce chez les mâles (26.5 cm) par rapport aux femelles (26 cm) et le sex-ratio est plus important chez les femelles (62.79%) que chez les mâles (37.21%).

Le paramètre b de la relation taille poids est inférieur à 3 (2,98 pour les mâles et 2,95 pour les femelles); ce qui reflète une allométrie minorante pour le spécimen considéré.

Les paramètres de croissance de Von Bertalanffy ne montrent pas une différence entre les deux sexes, L'indice de performance de croissance ($\Phi = 2.46$) indique que la population totale du *Mugil cephalus* à une meilleure croissance. L'étude de l'âge des individus du mullet par les méthodes directes à savoir otolithométrie et scalimétrie a permis de déterminer 7 et 6 classes d'âges successivement.

L'utilisation du *Mugil cephalus* comme bio indicateur dans l'évaluation de la contamination par les quatre métaux lourds (Cu, Cd, Pb et Zn), a permis de mettre en évidence la présence de ces micropolluants au niveau des trois organes cibles (foie, filet et gonade). La bioaccumulation des métaux lourds présente une variation mensuelle et saisonnière nette. Il apparaît, aussi que l'accumulation des xénobiotiques chez les espèces de *M. cephalus* matures et immatures ne présente aucune différence significative.

Des corrélations positives entre l'âge du mullet et la teneur en métal dans les organes ont été observées. L'étude par l'ACP (L'analyse en composantes principales) a permis de classer les informations des corrélations entre l'ensemble des variables.

Les teneurs enregistrées sont dans l'ensemble faibles par rapport aux limites normatives exigées par la DMA dans la chair du poisson. En ce qui concerne le Zinc et le Cuivre, ils présentent des seuils plus élevés que celle des deux autres métaux. Leur concentration est respectivement de 16.10 mg/kg et de 9.69 mg/kg. Nous avons noté une faible concentration plombique de 1.02 mg/kg et pour ce qui est du Cadmium aucune concentration n'a été détectée.

Ces résultats nous font révéler l'existence d'une relation étroite entre la pollution marine et les nombreux rejets industriels et urbains au niveau du littoral occidental algérien.

Mots clés:

Mugil cephalus, Mulet, Reproduction, Age et Croissance, Otolithométrie, Scalimétrie, Pollution marine, Métaux lourds, DMA Doses Maximale Admissible, Littoral Occidental Algérien.

Abstract

Aware of the problem of marine pollution, the Algerian government and the national scientific community are increasingly interested in environmental studies, in order to assess risks and protector coastal ecosystem. For this reason, several studies have been carried out on studies of the degree of contamination of the Algerian coasts as well as fishery products.

This work focused on the study of the ecology of *Mugil cephalus* mullet bony fish and the evaluation of trace metal contamination (Pb, Zn, Cd, Cu) in liver, muscle and gonadic fish caught in the western Algerian coast. The sampling period was spread over a period of fifteen months (from February 2012 to April 2013), with a total of 960 samples including 540 females and 230 males. Three organs were taken in to consideration: the liver, the gonads, and the muscle that represents the part consumed by humans as well as its position of fish in the marine food web.

The sexual cycle described by the macroscopic aspect of the scale of maturity, by the variations of the gonado-somatic ratio (RGS) and by the observation of the condition index (K), shows that the spawning period of our species is split up, it ranges from January until March and from September to November. The calculated average size of the population of *Mugil* during our sampling, suggests that females are, on average, larger (28.56 cm) than males (23.85 cm).

Sexual maturity is early acquired in males (26.5cm) compared to females (26cm) and the sex ratio is higher in females (62.79%) than in males (37.21%).

The parameter b of the size-weight relationship is less than 3 (2.98 for males and 2.95 for females) ;which reflects a minor allometric for the specimen considered.

The growth parameters of Von Bertalanffy do not show a difference between the two sexes. The growth performance index ($\Phi = 2.46$) indicates that the total population of *Mugil cephalus* has better growth. The study of the age of the individuals of the mullet by the direct methods namely otolithometry and scalimétry allowed to determine 7 and 6 age classes successively.

The use of *Mugil cephalus* as a bioindicator in the evaluation of the contamination by the four heavy metals (Cu, Cd, Pb and Zn), made it possible to highlight the presence of these micropollutants in the three target organs (liver, fillet and gonad). The bioaccumulation of heavy metals has a net monthly and seasonal variation. It also appears that there is no significant difference in the accumulation of xenobiotics in mature and immature *M. cephalus* species.

Positive correlations between mullet age and metal content in organs were observed. The study by the ACP (principal components analysis) allow to classify the information of the correlations between all the variables.

The recorded levels are generally low compared to the normative limits required by the DMA in the flesh of the fish. For Zinc and Copper, they have higher thresholds than the other two metals. Their concentration is respectively 16.10 mg / kg and 9.69 mg / kg. We noted a low lead concentration of 1.02 mg / kg and for Cadmium no concentration was detected.

These results reveal the existence of a close relationship between marine pollution and the numerous industrial and urban discharges at the level of the western Algerian coast.

Keywords:

Mugil cephalus, Mullet, Reproduction, Age and Growth, Otolithometry, Scalimetry, Marine Pollution, Heavy Metals, DMA Maximum Admissible Doses, Algerian West Coast.

ملخص

وإدراكا لمشكلة التلوث البحري ، فإن الحكومة الجزائرية والمجتمع العلمي الوطني يهتمان بشكل متزايد بالدراسات البيئية ، من أجل تقييم المخاطر وحماية نظامنا الإيكولوجي الساحلي. ولهذا السبب ، أجريت دراسات عديدة حول درجة تلوث السواحل الجزائرية وكذلك المنتجات السمكية

ركز هذا العمل على دراسة إيكولوجيا سمك البوري لتقييم تلوث المعادن النزرة (الرصاص، الزنك، النحاس و الكاديوم) في الكبد والعضلات و الغدد التناسلية للأسماك التي تم اصطيادها في الساحل الغربي الجزائري

استمرت فترة أخذ العينات على مدى خمسة عشر شهراً (من فبراير 2012 إلى أبريل 2013) ، مع ما مجموعه 960 عينة بما في ذلك 540 أنثى و 230 من الذكور. تم أخذ ثلاثة أعضاء في الاعتبار: الكبد ، والغدد التناسلية ، والعضلات التي تمثل الجزء الذي يستهلكه البشر ، وكذلك موقعه من الأسماك في شبكة الغذاء البحرية

تظهر الدورة الجنسية التي وصفها الجانب الماكروسكوبي لمقياس النضج ، من خلال الاختلافات في نسبة الغدد التناسلية الجسدية إن فترة التبييض تستمر من يناير إلى مارس ومن سبتمبر إلى نوفمبر. إن الحجم الواسطي (K) وبملاحظة مؤشر الحالة (RGS) (المحسوب لأسماك البوري أثناء أخذ العينات لدينا ، يقترح أن الإناث ، في المتوسط ، أكبر (28.56 سم) من الذكور (23.85 سم) يتم الحصول على النضج الجنسي في وقت مبكر في الذكور (26.5) مقارنة بالإناث (26) ونسبة الجنس في الإناث (62.79 %) (أعلى من الذكور 37.21 %)

العلاقة بين الوزن والحجم أقل من 3 (2.98 للذكور و 2.95 للإناث) ؛ وهو ما يعكس قياسات فرعي بسيط للعينة التي يتم أخذها بعين الاعتبار

له نمو أفضل ($\Phi = 2.46$) اختلافاً بين الجنسين ، حيث يشير مؤشر أداء النمو Von Bertalanffy تظهر بارامترات

إن دراسة عمر أفراد البوري بالطرق المباشرة سمحت بتحديد 7 و 6 فصول عمرية على التوالي

إن استخدام البوري كمؤشر بيولوجي في تقييم تلوث المعادن الثقيلة الأربعة جعل من الممكن إثبات وجود هذه الميكروبات في الأعضاء الثلاثة المستهدفة الكبد، فيليه و الغدد التناسلية . إن التراكم الأحيائي للمعادن الثقيلة يتغير شهريا وموسميا و يبدو أيضا أنه لا يوجد فرق كبير في تراكم هذه الأخيرة من حيث العمر (الناضجة وغير ناضجة)، ولوحظت ارتباطات موجبة بين عمر البوري ومحتوى المعادن في الأعضاء

التحليل الأساسي للمكونات من الممكن تصنيف المعلومات الخاصة بالارتباطات بين جميع (ACP) جعلت الدراسة التي أجراها المتغيرات

في لحم السمك. بالنسبة للزنك و النحاس (DMA) المستويات المسجلة منخفضة بشكل عام بالمقارنة مع الحدود المعيارية المطلوبة لديهم عتبات أعلى من المعادن الأخرى. تركيزها على التوالي 16.10 ملغم / كغم و 9.69 ملغم / كغم. لاحظنا تركيز منخفض للرصاص يبلغ 1.02 مغ / كغ ولم يتم اكتشاف أي تركيز للكاديوم

هذه النتائج تجعلنا نكتشف وجود علاقة وثيقة بين التلوث البحري والتصريفات الصناعية والحضرية العديدة على الساحل الغربي الجزائري

كلمات البحث

البوري، إعادة إنتاج ، سن النمو ، ، التلوث البحري، المعادن النزرة ، الحدود المعيارية المطلوبة ، الساحل الجزائري

Listes des Abréviations

% : Pour Cent
+ : Chlorure de plomb
° : degré
226Ra : Isotopes de radiumle plus stab le
3 : Mètre Cube
AC : Alizarin-complexone
ACP: Analyse en Composantes Principales, Principal Components Analysis.
ADN : Acide désoxyribonucléique
AIEA : Agence Internationale de l'Energie Atomique
Al : Aluminium
BDN : Banque de Donnée Nationale
C : Celsius (degrés)
Ca : Calcium
CCFAC : Codex Committee on Food Additives and Contaminan ts
Cd : Cadmium
CdCl₂ - : Chlorure de cadmium
CdS : Sulfure de Cadmium
CE : Commission européenne
CEE : Communauté Économique Européenne
CIEM : International Council for the Exploration of the Sea
COD : Carbone Organique Dissous
CPUE : Captures par unité d'effort
CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
D.P.R.H : Direction de la Pêche et des Ressources Halieutiques
d'acide nitrique (HNO₃)
DDT : Dichloro-dibenzo-trichloro-éthane
DDT, : Dichlorodiphényltrichloroéthane.
DHTP : Dose hebdomadaire tolérable provisoire
DMA : DoseMaximale Admissible
DWT : (poids en lourd)
EEA : European Environment Agency
EFSA : European Food Safety Authority
ELEFAN : Electronic Length Frequency Analysis
EROD : Ethoxy Résorufine-*O*-Dééthylase
ESADDI : ingestion maximale journalière
ETM: Element Trace Metalique
ETMs : Eléments traces métalliques
F.A.O : Food and Agriculture Organization
FC : Facteur de Condition
FISAT : The FAO-ICLARMStock Assessment Tools
G.I.P.P.M. : Groupe Interministériel des Problèmes de la Pollution de la Mer
GESAMP : Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollut ion
HAPs : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HAPs : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCB : Hexachlorocyclobenzene.

HCH, : Hexachlorocyclohexane.
 IARC : International Agency for Research on Cancer
 IC : Intervalle de Confiance
 ICES : International Council for the Exploration of the Sea
 ICLARM : International Center for Living Aquatic Resources Management
 ICSEAF : International Commission for the South-East Atlantic Fisheries
 IFREMER : L'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
 ISTPM : Institut Spécialisé de Technologie des Pêches Maritimes
 JECFA : The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives
 K : Coefficient de croissance
 Kmoy : Facteur de condition moyen
 L : Longueur asymptotique
 L.F.D.A : Electronic Length Frequency Analysis
 Lmax : Longueur du plus grand poisson mesuré dans notre échantillon
 m
 M.P.R.H : Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques
 MATE : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
 METAP : Assistance Technique pour la Protection de l'Environnement Méditerranéen
 mg : Milligramme
 mg.kg-1 : Milligramme par kilogramme
 ml : millilitre.
 mm : millimètre
 MTs : Métallothionéines
 NAS-NRC : National Academy of Science - National Research Council.
 OMS : : Organisation Mondiale de la Santé
 ONM : : Officiere Nationale de météorologie
 ONUDI : : Organisation des Nations unies pour le développement industriel
 P.F : Poids Frais ou humide
 P.S : Poids Sec
 Pb : Plomb
 PbCl
 PbCl₂ : Dichlorure de plomb.
 PbCl₃ : Trichlorure de plomb
 PbCO₃ : Carbonate de plomb.
 PCBs : Polychlorobiphényles
 PCBs, : Hexachlorocyclohexane.
 PDAA : Directeur d'Assainissement et d'Aménagement
 pH : Potentiel d'hydrogène
PHE : (Potential Harmful Elements
 ppm : Partie par million
 PTWI : Provisional Tolerable Weekly Intake
 Q.S.P : Quantité suffisante pour
 R.G.S : Rapport gonado-somatique
 R.H.S.moy : : Rapport Hépat-Somatique moyen
 RINBIO ;Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO)
 RNO :Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (
 RVS : Rapport viscéro-somatique
 S.A. A. : Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flammes



t : Age de poisson

t : Age théorique du poisson où la longueur est supposée nulle

T : tonne

T° : Température.

UNEP-MAP RAC/SPA : United Nations Environment Programme .

VBGF : The von Bertalanffy growth function

Vr : Valeur réelle.

Vt : Valeur trouvée.

W : Poids

Zn : Zinc

ZnS : sulfure de zinc

µg : microgramme

µmol kg⁻¹ : Microgramme par kilogramme

Listes des figures

Fig. 1 : Principaux bassins, sous-bassins, golfes, canaux et détroits en Mer Méditerranée.....	5
Fig. 2: Profils de diversité spécifique d'invertébrés benthiques en Méditerranée	7
Fig. 3 : Littoral algérien	8
Fig. 4 : Vue satellitaire de la zone d'étude « le littoral occidental algérien»	10
Fig. 5: Précipitations moyennes (mm) par saison humide (septembre à avril) pour la période 1950-2013.....	13
Fig. 6 : Anatomie externe du <i>Mugil cephalus</i>	17
Fig. 7 : Description comparative du modèle de mélanophore sur le côté ventral de la tête chez les cinq espèces de mullet dans la méditerranéens	18
Fig. 8 : Répartition géographique du <i>M. cephalus</i> dans le monde.....	24
Fig. 9: Distribution du <i>Mugil cephalus</i> dans la mer Méditerranéen	24
Fig. 10: Evolution du sex-ratio par classe de taille des <i>M. cephalus</i> du littoral nord occidental algérien	34
Fig. 11 : Distribution mensuel des mullets du littoral occidental algérien.....	36
Fig. 12 : Evolution mensuelle des fréquences des différents stades de maturité sexuelle chez les femelles de <i>M. cephalus</i>	38
Fig. 13 : Evolution mensuelle des fréquences des différents stades de maturité sexuelle chez les mâles de <i>M. cephalus</i>	38
Fig. 14 : Evolution mensuelle et saisonnier du RGS des <i>M. cephalus</i> femelles du littoral occidental algérien.....	40
Fig. 15 : Evolution mensuelle du RGS des <i>M. cephalus</i> mâles du littoral occidental algérien	41
Fig. 16: Evolution mensuel du Rapport Hépat-Somatique (RHS) de <i>M. cephalus</i> femelles du littoral occidental algérien.....	43
Fig. 17 : Evolution mensuel du Rapport Hépat-Somatique (RHS) de <i>M. cephalus</i> mâles du littoral occidental algérien.....	44
Fig. 18 : Evolution mensuelle du facteur de condition K de <i>M. cephalus</i> femelles du littoral occidental algérien.....	46
Fig. 19: Evolution mensuelle du facteur de condition K de <i>M. cephalus</i> mâles du littoral occidental algérien	47
Fig. 20 : Détermination de la taille de première maturité sexuelle des <i>M. cephalus</i> femelles du littoral occidental algérien.....	47
Fig. 21: Détermination de la taille de première maturité sexuelle des <i>M. cephalus</i> mâles du littoral occidental algérien.....	48
Fig. 22 : Codage de l'écaille	62
Fig. 23 : otolithe d'un spécimen de <i>Mugil cephalus</i>	63

Fig. 24 : Codage de l'otolithe	64
Fig. 25: Exemple d'écailles illisibles dues au champ postérieur trop important par rapport au champ antérieur.....	65
Fig. 26 : Poste d'interprétation et d'observation des écailles	66
Fig. 27: Emplacement des otolithes à l'intérieur de l'oreille interne d'un Téléostéen	66
Fig. 28 : Observation en microscope photonique des otolithes	67
Fig. 29: Observations comparées d'otolithes entiers de <i>Mugil cephalus</i> avant et après brûlage.....	68
Fig. 30 : Coupes d'otolithes du Mulet (<i>Mugil cephalus</i>) inclus en résine translucide dans les moules	70
Fig. 31: Tronçonneuse Brillant 2500 automatique d'Escil à vitesse rapide.....	70
Fig. 32: Otolithe de <i>Mugil cephalus</i> coupé en lame mince.....	71
Fig. 33: Microscope d'une loupe binoculaire.....	72
Fig. 34 : Logiciel TNPCO développé par l'Ifremer	73
Fig. 35: Méthode ELEFAN pour l'estimation de L_{∞} et k chez les mâles de <i>M. cephalus</i>	75
Fig. 36 : Méthode ELEFAN pour l'estimation de L_{∞} et k chez les femelles de <i>M. cephalus</i>	76
Fig. 37 : Corrélation entre la taille et le poids chez les mâles du <i>M. cephalus</i>	77
Fig. 38 : Corrélation entre la taille et le poids chez les femelles du <i>M. cephalus</i>	78
Fig. 39. Courbe de croissance linéaire du <i>Mugil cephalus</i>	79
Fig. 40 : Courbe de croissance pondérale du <i>Mugil cephalus</i>	80
Fig. 42: Structure microscopique des anneaux dans la région antérieure basale (a), dans la région basale-latérale (b) et dans la région latérale (c) d'un écaille à l'échelle d'un > 1 an chez <i>Mugil cephalus</i> âgé de 7 ans capturés en mai 2013 dans le littoral occidental algérien.....	83
Fig. 43 : Comparaison des courbes de la croissance en longueur de <i>M cephalus</i> dans le littoral occidental algérien selon les groupes d'âge à partir des observations des méthodes directes et la méthode de Von Bertalanffy)	85
Fig. 43 : Flux de matières dans les milieux tidaux situés entre la terre et la mer	90
Fig. 44 : Ruissèlement urbain	93
Fig. 45: Relation dose effet d'éléments essentiels et non nécessaires.....	107
Fig. 46 : Illustration des principales interactions entre les éléments traces métalliques et les différents ligands influençant la spéciation des métaux en milieu	109
Fig. 47: Pays riverains de mer Méditerranée, avec leurs zones côtières.....	113
Fig. 48 : Les pressions sur le littoral	114
Fig. 49: Points chauds de pollution le long du littoral méditerranéen	115

Fig. 50: Dissection et mensuration au laboratoire LRSE.....	130
Fig. 51 : Schéma de principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique.	132
Fig. 52: Dosage par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme	133
Fig. 53 : Pourcentage de la teneur globale des métaux lourds analysés dans le mullet du littoral occidental algérien.....	139
Fig. 54: Variation des teneurs moyennes du Zinc, Plomb et Cuivre (ppm . P.F) en fonction des organes du <i>Mugil cephalus</i> du littoral occidental algérien.	140
Fig. 55 : Variations mensuelles des concentrations moyennes en métaux lourds (Pb) (en ppm. P.F) dans les organes du <i>Mugil cephalus</i> du littoral occidental algérien	144
Fig. 56: Variations mensuelles des concentrations moyennes en métaux lourds (Zn)	145
(en ppm du P.F) dans les organes du <i>Mugil cephalus</i> du littoral occidental algérien	145
Fig. 57: Variations mensuelles des concentrations moyennes en métaux lourds (Cu) (en ppm du P.F) dans les organes du <i>Mugil cephalus</i> du littoral occidental algérien	147
Fig. 58: Variation saisonnière des concentrations moyennes en métaux lourds (Zn, Pb et Cu) en (ppm. P.F) dans les organes du <i>Mugil cephalus</i> du littoral occidental algérien.	148
Fig. 60 : Variation mensuelle des concentrations moyennes en métaux lourds (ppm.P.F) en fonctions des sexes chez <i>Mugil cephalus</i> pêché dans le littoral occidental algérien.	150
Fig. 61: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne \pm écart-type ppm. P.F) en fonction de rapport hépato-somatique R _{HS} moy chez le <i>Mugil cephalus</i> femelles pêché dans le littoral occidental algérien.....	151
Fig. 62: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne \pm écart-type ppmP.F) en fonction de rapport hépato-somatique R _{HS} moy chez le <i>Mugil cephalus</i> mâles pêché dans le littoral occidental algérien	153
Fig. 63: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne \pm écart-type ppmP.F.) en fonction de l'indice de condition K _{moy} chez le <i>Mugil cephalus</i> femelles pêché dans le littoral occidental algérien	155
Fig. 64: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne \pm écart-type ppm P.F.) en fonction de l'indice de condition K _{moy} chez le <i>Mugil cephalus</i> mâles pêché dans le littoral occidental algérien.....	156
Fig. 65 : Variations des concentrations en métaux lourds (Zn, Cu et Pb) selon les stades de maturité du <i>Mugil cephalus</i> du littoral occidental algérien	158
Fig. 67 : Cercle de Corrélation entre les concentrations métalliques mensuelle (Pb, Zn et Cu) chez le <i>Mugil cephalus</i>	159
Fig. 68: Cercle de Corrélation entre la variation des concentrations métalliques en fonction des mois de prélèvements dans les différents organes du <i>Mugil cephalus</i>	163

Fig.69: Projection des mois de prélèvements en fonction des concentrations en (Pb, Zn et Cu) chez le <i>Mugil cephalus</i> dans le cercle de corrélation.....	165
Fig.70 : Projection des saisons en fonction des teneurs en (Pb, Zn et Cu) bio accumulées dans les différents organes du <i>Mugil cephalus</i> dans le plan factoriel F1xF2.	165
Fig. 71 : Cercle de corrélation entre la variation de la concentration métallique en fonction des saisons dans les différents organes du <i>Mugil cephalus</i>	167
Fig. 72 : Classification Hiérarchique Ascendante (CAH) de la variation des concentrations métalliques dans les différents organes du <i>Mugil cephalus</i>	168
Fig. 73 : Boite a Moustaches de la variation des concentrations métallique dans les différents organes du <i>Mugil cephalus</i>	169

Listes des tableaux

Tab. 1 :	Description macroscopique et classification de la maturité des gonades pour le <i>Mugil cephalus</i> (El Housni 1988 in Ameer, 2003)	26
Tab. 2 :	Pourcentage des sexes du <i>M. cephalus</i> (Linnée, 1758) du littoral occidental algérien	33
Tab. 3 :	Variation des sexes en fonction de la taille des mulets (<i>M. cephalus</i>) du littoral occidental algérien	33
Tab. 4 :	Distribution mensuel des <i>M. cephalus</i> du littoral occidental algérien	35
Tab. 5 :	Différents des paramètres de taille des mâles et des femelles des <i>M. cephalus</i> (Linné, 1758).	36
Tab. 6 :	Stades de maturité sexuelle chez les <i>M. cephalus</i> (El Housni, 1988) du littoral occidental	37
Tab. 7 :	Evolution mensuelle et saisonnier du Rapport Gonado-Somatique RGS de <i>M. cephalus</i> femelles du littoral occidental algérien	39
Tab. 8 :	Tab. 8 : Evolution mensuelle et saisonnier du Rapport Gonado-Somatique RGS de <i>M. cephalus</i> mâles du littoral occidental algérien	40
Tab. 9 :	Tableau 9 : Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique (RHS) de <i>M. cephalus</i> femelles du littoral occidental algérien	41
Tab. 10 :	Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique (RHS) de <i>M. cephalus</i> mâles du littoral occidental algérien	42
Tab. 11 :	Indice pondéral K mensuel et saisonnier de <i>M. cephalus</i> femelles du littoral occidental algérien	44
Tab. 12 :	Indice pondéral K mensuel et saisonnier de <i>M. cephalus</i> mâles du littoral occidental algérien	45
Tab. 13 :	Taille à la première maturité sexuelle chez <i>Mugil cephalus</i> dans différentes régions.	51
Tab. 14 :	Synthèse des périodes de ponte du <i>Mugil cephalus</i> selon différents auteurs et selon les différentes régions dans le monde	52
Tab.15 :	Résumé des résultats de la composition de taille des captures totales du <i>M. cephalus</i> du littoral occidental algérien	73
Tab.16 :	Paramètres de l'équation de Von Bertalanffy estimés pour <i>M. cephalus</i>	75
Tab. 17 :	Relations biométriques du mullet (<i>M. cephalus</i>) du littoral occidental algérien	76
Tab. 18 :	Équations de croissance pondérale chez mullet (<i>Mugil cephalus</i>) du littoral occidental algérien	77
Tab. 19 :	Âge du <i>M. cephalus</i> dans le littoral occidental algérien selon la longueur totale par	82

la méthode directe l'otolithométrie.

Tab. 20:	Age du <i>M. cephalus</i> dans le littoral occidental algérien selon la longueur totale par la méthode directe la scalimétrie	82
Tab. 21 :	Paramètres de l'équation de croissance de Von Bertalanffy (K, L_{∞}, t_0) obtenus par différents auteurs pour <i>Mugil cephalus</i>	84
Tab. 22:	Valeurs des coefficients (a) et (b) de la relation taille-poids du <i>Mugil cephalus</i> dans différentes zones d'études	84
Tab. 23:	Concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) dans les sédiments portuaires en Algérie.	100
Tab. 24 :	Principales sources de la pollution industrielle des wilayas littorales(Grimes, 2010) (D : Domestique – I : Industrielle).	101
Tab. 25 :	Tableau 25 : Concentration ($\mu\text{g/g}$) de quelques ETM dans la croûte terrestre (Alloway et Ayres, 1997).	105
Tab. 26 :	Sources des ETM étudiés dans l'environnement (Dean et al., 1972 ; Martin et al, 1979 ; Ross, 1994 ; Baize, 1997; Meybeck et al, 2007)	107
Tab. 27 :	Trace de métaux contenus dans la moule bleue <i>Mytilus galloprovincialis</i> , dans plusieurs zones de Méditerranée.	119
Tab. 28	Les conditions opératoires en spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme	136
Tab. 29 :	Résultats obtenus des exercices d'intercalibration exprimés en ppm P.S.	137
Tab. 30 :	Teneurs des métaux lourds analysées dans <i>Mugil cephalus</i> dans le littoral nord occidental algérien (en ppm du poids frais)	142
Tab. 31:	Variations des teneurs moyennes en métaux lourds (moyenne \pm écart type ppm/PF) en fonction des organes du <i>Mugil cephalus</i> pêché dans le littoral nord occidental algérien	143
Tab. 32 :	Tab. 32 : Variations des concentrations en métaux lourds (moyenne \pm écart type ppm/PF en fonction des mois chez <i>Mugil cephalus</i> du littoral occidental algérien	146
Tab. 33 :	Variation mensuelle des concentrations moyennes en métaux lourds en fonctions de sexe chez <i>Mugil cephalus</i>	150
Tab. 34 :	Variations des concentrations en métaux lourds (Zn, Cu et Pb) selon les stades de maturité du <i>Mugil cephalus</i>	157
Tab.35 :	Variations des concentrations en métaux lourds en Zn (moyennes \pm écart type ppm P.F) en fonction des classes d'âge du <i>Mugil cephalus</i>	158
Tab.36:	Variations des concentrations en métaux lourds en Cu (moyennes \pm écart type ppm P.F) en fonction des classes d'âge du <i>Mugil cephalus</i>	159
Tab.37 :	Variations des concentrations en métaux lourds en Pb (moyennes \pm écart type ppm P.F) en fonction des classes d'âge du <i>Mugil cephalus</i>	160

Tab. 38 :	Ordre d'accumulation des organes de l'espèce <i>Mugil cephalus</i> pour les ETM	170
Tab. 39:	Comparaison des concentrations en métaux lourds (ppm P.F) chez <i>Mugil cephalus</i> par rapport aux Doses maximales Admissibles (D.M.A).	182
Tab. 40 :	Doses maximales de métaux toxique recommandées par la FAO/WHO pour la consommation humaine.	184
Tab. 41 :	Comparaison entre les teneurs en métaux obtenues par quelques auteurs chez la même espèce dans plusieurs régions	185
Tab. 42 :	Variations des teneurs moyennes en métaux traces (moyenne \pm écart-type ppm P.F) chez différents poissons pêchés le long du littoral oranais	186

Rapport-Gratuit.com

Introduction générale

Introduction générale

Depuis la révolution industrielle à la fin du XIXe siècle, l'homme a considérablement augmenté ses rejets dans l'environnement, générant une pollution très importante qui s'est étendue sur la majorité des écosystèmes terrestres et aquatiques. La contamination de l'environnement due à l'activité humaine a été reconnue par l'ensemble de l'opinion publique au début des années 1960 avec la parution du livre « Silent Spring » écrit par la biologiste Rachel Carson. L'écotoxicologie est née de ce constat et se décrit comme étant la science qui a pour objectif majeur d'évaluer et de prédire l'impact des contaminants sur les organismes, populations, communautés sur les écosystèmes (**Baillon, 2015**).

Le XX^{ème} siècle voit de plus apparaître des quantités de substances nouvelles totalement étrangères au milieu naturel dont la dégradation et l'assimilation par la faune et la flore sont inefficace. C'est ainsi que, les pollutions apparaissent actuellement d'origine et de nature de forme et d'actions multiples et se révèlent comme un problème majeur de notre temps.

Les différentes dégradations résultant de la pollution de l'écosphère compromettent l'équilibre des écosystèmes concernés, le renouvellement des ressources naturelles ainsi que le bien être et la santé de la population humaine.

Les déversements dans les cours d'eau atteignent, de nos jours, des proportions catastrophiques. Par mesure d'économie, usines et villes rejettent directement leurs eaux résiduaires, sans les avoir traitées au préalable. Il y a aussi des produits toxiques qui aboutissent dans le littoral, tuant de nombreuses formes de vie.

L'écosystème aquatique est de plus en plus menacé par différentes sources de pollution qui risquent de diminuer ses potentialités économiques et d'avoir des répercussions néfastes sur la santé humaine. Plus que jamais, en cette fin de millénaire, la lutte contre la pollution des eaux est au centre des discussions et des débats à l'échelle mondiale. Des centaines de titres consacrés à ce sujet ont pu être relevés dans la presse, des centaines de colloques, rencontres, congrès se sont déroulés pour en débattre, sans oublier les campagnes de sensibilisation sur les graves problèmes de pollution subis par les différents écosystèmes (**El Morhit, 2009**).

Parmi les substances chimiques susceptibles de constituer un danger pour la vie aquatique en général, nous signalons les métaux lourds dont certains comme, le plomb, le cadmium. Ces éléments sont très toxiques et de plus en plus utilisés dans les secteurs industriels. Certains métaux non toxiques comme, le zinc, le cuivre le deviennent vu leur pouvoir bio-accumulateur et leur rémanence dans le milieu aquatique et notamment dans les sédiments compte tenu de leur non dégradation biologique.

Ces polluants qui arrivent en mer, Ils sont peu métabolisés (à l'inverse des polluants organiques), et peuvent donc être transférés dans le réseau trophique, et s'accumuler dans la matière vivante (**Amiard, 2011**).

Par ailleurs, le littoral nord occidental Algérien recèle de ressources considérables; il est doté de plusieurs ports de pêche (Ghazaouet, Beni Saf, Bouzedjar, Oran, Arzew, Mostaganem..), à forte activité. Ils ont une place importante comme fournisseur de poisson. Ces produits de la pêche sont exposés aux polluants, et par conséquent peuvent présenter un risque sanitaire.

De ce fait, et dans le cadre de la recherche sur l'environnement littoral et marin plusieurs travaux ont été mené au niveau du Laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale L.R.S.E, afin d'évaluer la contamination métallique de différents organismes marins dans différentes zones du littoral occidental algérien, et à différentes périodes; depuis Benguedda, 1993 sur le rouget de roche et la moule; Bouderbala, 1997 sur les mammifères; Merbouh, 1998 sur la sardine, Dermeche, 1998 sur l'oursin ; Bendimerad, 2000 sur la moule; Aoudjit, 2001 sur la bogue; Bensahla, 2001 sur le rouget de vase; Belhoucine, 2005 sur le merlan; Benamar 2006 sur la sardine; Borsali, 2007 sur le rouget de roche ; Benadda 2009 sur la saurel; Ayad, 2011 sur le sar; Bouhadiba 2011 sur le mullet ;Belhoucine 2012 sur *Merluccius merluccius* jusqu'à Borsali, 2015 sur *Mullus surmuletus*.

C'est dans le même contexte, une contribution intéressante nous a paru envisageable, par l'étude de l'origine et du devenir des polluants dans littoral occidental algérien où sont déversés de nombreux rejets (industriels, urbains, agricoles...). Ce qui n'est pas sans conséquence, à plus au moins long terme, sur la qualité du milieu.

Pour évaluer la biodisponibilité de ces contaminants chimique il faudrait l'utilisation d'organismes vivants comme model expérimental dans le but d'évaluer les conditions environnementales d'un milieu donné, a développé de nombreux outils (bioindicateurs, biomoniteurs, bioaccumulateurs, biomarqueurs, etc.) permettant la gestion et le maintien des écosystèmes marins côtiers. L'utilisation de bioindicateurs choisis au sein des communautés marines affectées représente un des moyens d'évaluer l'impact du développement humain sur les écosystèmes marins et de prévenir les situations critiques par la mise en place d'outils de restauration et de conservation (**Usseglio-Polatera et al., 2000 ; Burger et al., 2006; Key et al., 2006**).

En effet, le choix c'est porté sur le *Mugil cephalus* L, 1758 comme bio indicateur de pollution (**FAO-UNEP, 1993**). La bioaccumulation est un phénomène qui est néanmoins complexe,

car la bioaccumulation est influencée par de nombreux paramètres chimiques, biologiques et environnementaux, tels que la reproduction, la croissance, l'alimentation et l'habitat des différentes espèces considérées (**Gobas et al., 1993; Borga et al., 2004 ; Bodin et al., 2007**).

Pour cela cette présente étude a donc un double objectif:

Il s'agit, dans un premier temps, d'enrichir les connaissances d'ordre biologique (âge, croissance et reproduction) se rapportant à l'espèce *Mugil cephalus* bien représentée dans les ressources halieutiques algériennes, et dans un second temps, voir la possibilité de son utilisation comme indicateurs de la qualité des eaux et des écosystèmes marins le long du littoral occidental algérien. Pour ce faire, des analyses toxicologiques sont réalisées sur des organes accumulateurs potentiels (foie, muscles, gonades) des métaux traces en vue de déterminer les concentrations des contaminants présumés (zinc, cuivre, plomb et cadmium). Les concentrations métalliques recueillies au niveau des échantillons organiques seront rapportées à des valeurs de référence qui pourront donner une indication sur les risques sanitaires encourus par le consommateur final à savoir l'Homme (**Adams, 2002**).

Le présent travail a été divisé en plusieurs chapitres, le premier chapitre est consacré au contexte scientifique comporte deux principaux volets:

Le premier volet est dédié à la caractérisation de la zone d'étude, d'une part, et à une étude synthétique des informations générales sur la diversité biologique du littoral algérien, d'autre part.

-le second volet est dédié à la présentation et à la biologie de l'espèce ciblée le mullet : *Mugil cephalus* (Linnée, 1758).

Le deuxième chapitre : expose une étude approfondie de la Biologie de la Reproduction du *Mugil cephalus* du littoral nord occidental algérien.

Le troisième chapitre aborde en détail l'étude de l'âge et la croissance du *Mugil cephalus* du littoral nord occidental algérien.

Le quatrième chapitre : correspond à une analyse bibliographique exhaustive sur l'état des connaissances sur la bioaccumulation des quatre métaux ciblés (zinc, cuivre, plomb et cadmium) et vise à évaluer l'impact de l'activité anthropique sur le milieu marin, ainsi que leur niveau de contamination métallique dans trois tissus du mullet : le muscle, le foie et les gonades.

Une conclusion synthétise l'ensemble des données des quatre chapitres obtenus dans le cadre de notre travail de recherche et, enfin, des perspectives d'avenir sont également exposées.

Partie 1

Zone d'étude

Caractéristiques de la zone d'étude

Dans ce premier chapitre nous avons bien voulu, avant de présenter la zone d'étude de passer en aperçu les caractéristiques générales de la Méditerranée, en général, et du littoral algérien, en particulier.

I. Localisation géographique et circulation générale

I.1. Caractéristiques géographiques et bathymétriques du bassin méditerranéen

La Mer Méditerranée (Mare Nostrum = « notre mer » en latin) est une mer à militude, semi-fermée et profondément enfoncée dans de grandes masses continentales : l'Europe au Nord, l'Asie à l'Est et l'Afrique au Sud. Elle s'étend d'Ouest en Est sur environ 4000 km, de 6°W à 36°E en longitude et entre 30°N et 46°N en latitude (Fig.1). Cette mer, considérée donc comme un système océanique isolé, est connectée à l'océan Atlantique par l'étroit et superficiel détroit de Gibraltar et reliée à la Mer Noire par les détroits du Bosphore et des Dardanelles via la Mer de Marmara, et à la Mer Rouge par le canal artificiel de Suez.

Bien que sa surface (~ 2.5 millions km²) et son volume (~ 3.7 millions km³) ne constituent respectivement que 0.82% et 0.32% de l'océan mondial, cette mer est considérée comme une des plus grandes mers semi-fermées de la Terre (Turley, 1999; Gómez, 2003 ; Saliot, 2005 ; Somot, 2005).

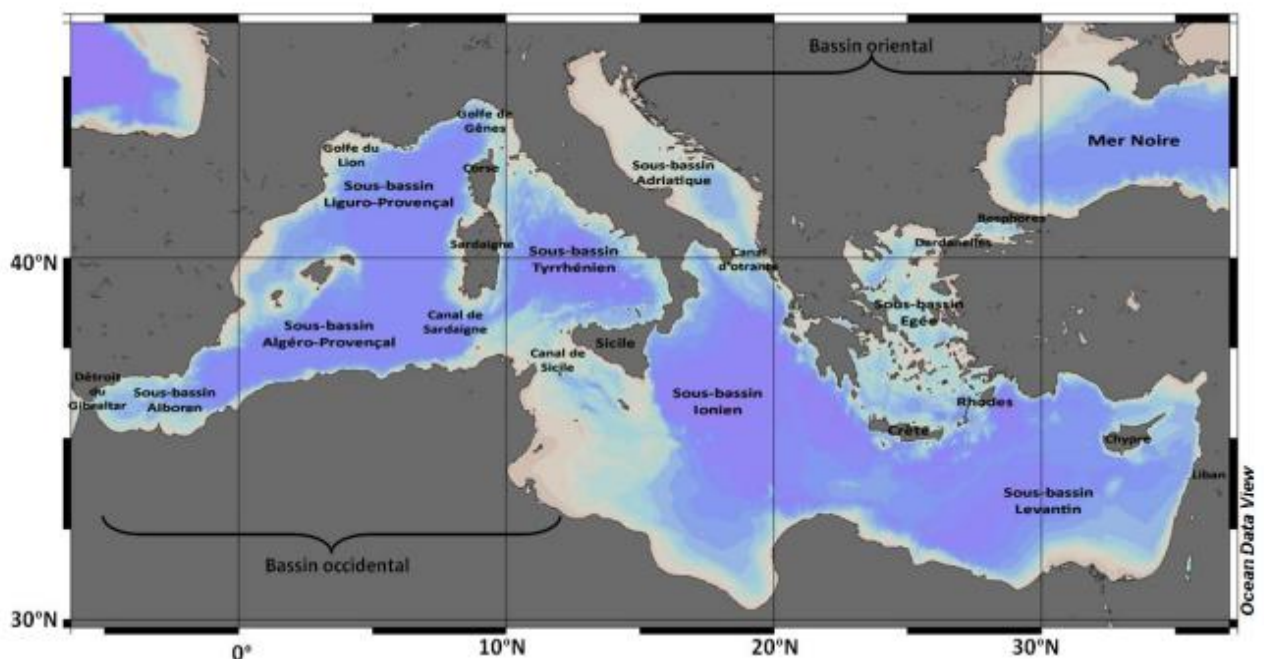


Fig.1 : Principaux bassins, sous-bassins, golfes, canaux et détroits en Mer Méditerranée.
(Hassoun, 2014)

La prise en compte des différentes forces motrices, des influences prononcées de la topographie et des côtes, ainsi que des processus dynamiques internes et locales, régnants dans la Mer Méditerranée, permet aux océanographes de différencier, dès 1980, la présence de plusieurs échelles interactives (**Bergamasco et Malanotte-Rizzoli, 2010**). Trois échelles interactives y peuvent être distinguées : l'échelle du bassin (y compris la circulation thermohaline [verticale]), l'échelle des sous-bassins (courants, gyres semi-permanents, transformations des masses d'eau), et la méso-échelle (méandres, filaments, tourbillons d'instabilité barocline (**Robinson et al., 2001**)).

La Mer Méditerranée est composée de deux principaux bassins presque-similaires, le Bassin Occidental et le Bassin Oriental, connectés par le canal de Sicile (profondeur maximale ~ 400 m). Chaque bassin est subdivisé en plusieurs sous-bassins caractérisés par une topographie robuste, particulièrement dans la partie orientale là où sa profondeur atteint 4982 mètres, alors que la profondeur moyenne de cette mer est 1500 mètres (**Goffart et Hecq, 2007 ; Bergamasco et Malanotte-Rizzoli, 2010**). Au contraire du bassin Occidental relativement plat, le bassin Oriental est caractérisé par une alternance de dépressions profondes, vallées sous-marines, pentes raides, et plus de 700 îles et îlots répartis le long de l'archipel Égée à l'Est de la Grèce. Par la suite, on emploie donc le terme de « mer » uniquement pour la Mer Méditerranée dans son ensemble, le terme de « bassin » seulement pour les bassins méditerranéens principaux : Occidental et Oriental, et le terme de « sousbassin » pour toute autre subdivision de la Méditerranée.

I.2. Caractéristiques météorologiques et hydrologiques de la Mer Méditerranée

Le climat régnant sur la Mer Méditerranée est caractérisé par sa diversité. Notre brève description ci-dessous, du climat méditerranéen, est une synthèse qui s'appuie sur les notions, remarques, et informations mentionnées par **Lacombe et Tchernia, 1972 ; Peixoto et al., 1982 ; Godard et Tabeaud, 2004**).

I.2.1. Le climat méditerranéen

Le climat méditerranéen est tempéré ou tempéré chaud. Localisée entre les bandes latitudinales moyennes caractérisées par des pluies torrentielles au Nord et les terres désertiques dans la partie méridionale au Sud, la région méditerranéenne témoigne un cycle saisonnier très prononcé avec des hivers humides et froids et des étés secs et chauds. La sécheresse estivale est une composante majeure du climat méditerranéen qui influence

considérablement la circulation dans ses fonds sous-marins. En revanche, les hivers sont bien arrosés dans les régions pas trop abritées des influences maritimes. Si on considère le changement climatique comme une influence météorologique de grande échelle, on peut dire que l'augmentation des températures (probablement liée à ce changement) depuis les années 1940 et, par conséquent, l'élévation des taux d'évaporation à la surface de la Mer Méditerranée, peuvent être responsable de plus de 50% du changement des salinités observées dans cette mer (**Béthoux et al., 1998 ; Paz et al., 2003**) ont décrit les influences climatiques à grande échelle sur la région méditerranéenne.

I.2.2. Les reliefs et les vents

La Mer Méditerranée est entourée, dans sa majeure partie, par des chaînes montagneuses surplombant la mer ou en sont tellement proches qu'elles laissent peu d'espace pour les plaines côtières sauf dans les dépressions deltaïques des grands fleuves (Pô, Rhône, Ebre, Nil). La configuration des reliefs a des effets importants sur la circulation des vents (en créant des vents régionaux) et par suite sur le régime des pluies et des températures. Ces reliefs majestueux, d'altitudes élevées dépassant dans de nombreux cas les 3000 m (Haut Atlas au Maroc: 4165m ; Mont-Taurus en Turquie: 3920m ; Sierra Nevada en Espagne: 3480m ; Mont-Etna en Italie : 3260m ; Mont-Liban au Liban: 3090m) contraignent en effet fortement la circulation atmosphérique en basse couche (**Somot, 2005**). Certains vents régionaux se créent en réponse à ces contraintes: le Mistral et la Tramontane sont connus en France, la Bora en Italie, les Etésiens en Sous-bassin Égée, le Sirocco venant du Sud et le Chlouk = Khamsin (vent désertique provenant d'Afrique au printemps, en automne et, moins souvent, en été (**Abboud-Abi Saab, 1985 ; Catafago et Jaber, 2001**) sont également importants et influencent la météorologie et le climat du bassin méditerranéen ainsi que la circulation de la Mer Méditerranée. En outre, ces montagnes sont le principal contributeur au ruissellement d'eaux douces vers la Mer Méditerranée (**Beniston, 2003 ; De Jong et al., 2009**). Un caractère météorologique particulier en Méditerranée, se manifeste par la présence de phénomènes transitoires, à petite échelle mais très violents pour les vents comme pour les précipitations (celles-ci en particulier sont brusques, diluviennes et courtes). Des masses d'eau considérables, chargées en nutriments et riches en alcalinité totale, sont alors déversées à la mer par des fleuves côtiers à crues soudaines, surtout dans la partie Nord-Ouest de la Méditerranée (**Llasat et al., 2013 ; Llasat et al., 2010**) ont discuté la distribution spatiale et temporelle des événements d'inondations dans toute la Méditerranée entre 1990 et 2006.

I.3. La biodiversité de la Mer Méditerranée

En Méditerranée, le nombre d'espèces, estimé à 12 000 espèces, est plus important dans le bassin Ouest que le bassin Est (**Boudouresque, 2004**). Selon une étude (**Coll et al., 2010**), 17 000 espèces marines sont présentes en Méditerranée. Bien que l'homothermie profonde, constitue le facteur le plus important qui régit la distribution verticale du benthos méditerranéen (**Emig et Geistdoerfer, 2004**), d'autres facteurs interviennent également tels que, la salinité, la granulométrie, la pression, la nourriture disponible et l'hydrodynamisme. Cette variété de conditions conduit à un étage bathyal plus hétérogène que celui de l'océan Atlantique (**Emig, 1989 ; Laubier et Emig, 1993**).

Pour l'ensemble de la faune méditerranéenne, la tendance générale est un appauvrissement spécifique en allant de l'ouest vers l'est (**Emig et Geistdoerfer, 2004**). Par exemple les annélides polychètes sont plus nombreux dans le bassin occidental que dans les autres mers du bassin oriental (Fig. 2). Les espèces vivant dans les deux bassins, se trouvent toujours dans des zones plus profondes dans le bassin oriental, ce qui est une tendance générale dans tous les océans, c'est-à-dire une distribution bathymétrique des espèces bathyales moins profondes sur la côte Ouest que sur la côte Est (**Zezina, 1987**).



Fig. 2: Profils de diversité spécifique d'invertébrés benthiques en Méditerranée (**Zenetos et al., 2003 ; in Anonyme, 2006**).

La flore de la mer Méditerranée ne constitue pas, en elle-même une unité géographique, elle représente 18% de la flore marine mondiale. Il existe en Méditerranée des espèces cosmopolites qui se retrouvent dans toutes les mers et océans du monde comme *Ulva lactuca* et autres Enteromorpha, particulièrement tolérantes s'adaptant à une grande variété de conditions écologiques et que l'on qualifie d'ubiquistes, eurythermes et euryhalines (**Augier,**

1973). Une des caractéristiques de l'écosystème méditerranéen est l'herbier de Posidonie *Posidonia oceanica*. Il est en même temps constructeur des fonds marins et stabilisateur des littoraux donc garant de la pérennité des rivages. Il représente aussi une zone de production primaire ainsi qu'un lieu de frayère et de nurseries pour de nombreuses espèces marines.

II.1. Le littoral algérien

Le littoral algérien est situé sur la rive du bassin méditerranéen de direction générale SO-NE, il est caractérisé par un plateau continental réduit à l'exception dans la région d'El-Kala (wilaya d'El Tarf) à l'extrême Est et de Ghazaouet (Wilaya de Tlemcen) à l'extrême Ouest (**Zeghdoudi, 2006**). Il se présente comme une succession de baies et de golfes plus au moins ouverts séparés par des régions très escarpées. Les hautes falaises qui bordent en générale cette côte sont naturellement soumises à des érosions marines et éoliennes. Le réseau hydrographique aboutissant en mer compte oueds, dont les plus importants sont les oueds Tafna, Chelliff, Mazafran, El Harrach, Soummam, Sebaou, Isser, El Kebeir, Saf Saf, Seybouse. Ce réseau alimente le milieu marin en apports terrigènes. Les oueds constituent des collecteurs de tous les polluants issus des activités humaines, agricoles et industrielles. (**Grimes, 2010**).

L'Algérie dispose d'un littoral d'environ de 1600 Km, de la frontière algéro-tunisienne à l'Est à la frontière algéro-marocaine à l'Ouest. Les trois quarts de l'espace algérien sont soumis aux influences climatiques hyper-aride, aride et semi-aride. Les plaines littorales sont séparées des hautes plaines et des hauts plateaux de l'intérieur par le grand massif de l'Atlas tellien et bénéficient ainsi d'un climat moins torride et plus humide. La répartition spatiale des pluies sur cette longue bande de l'Algérie du Nord oppose un littoral oriental, relativement bien arrosé, aux plaines de l'ouest, plus sèches (**Douguédroit, 1997**). Le nord-Est de l'Algérie est un biotope caractérisé par la flore et une faune très riche, principalement au niveau du Parc National d'El-Kala (**Benyacoub et chabi, 2000**) (Fig.3).



Fig. 3 : Littoral algérien (Grimes, 2010).

II.2. Littoral occidental algérien

II.2.1. Situation géographique et topographie littorale

La façade maritime oranaise occupe une portion de 1/3 du littoral algérien (Fig. 4). Elle représente un assez grand bassin, largement ouvert vers la Méditerranée et offre un spectacle très diversifié, vu côté mer, d'une côte basse, sablonneuse, rectiligne et monotone, des secteurs rocheux et des côtes à falaises (**Bouras et Boutiba, 2006**). Le socle précambrien, en majeure partie granitique, n'affleure que sur quelques points ; Il est en contact avec la mer que dans l'Ouest de Maddagh (**Ciszak, 1993**). Les reliefs forment le long de la côte oranaise, une série de bas plateaux et terrasses dont l'altitude s'élève légèrement d'Ouest en Est, et s'est séparée généralement, de la mer par une étroite plaine côtière (une dizaine de kilomètres environ) (**Bouras et Boutiba, 2006**). A l'Est, le littoral présente une gravure en marches avec une succession de secteurs droits séparés par des « décrochements » abritant des baies ou des golfes un peu soutenus de la dynamique littorale (**Bouras et Boutiba, 2006**). Le plateau et le talus continentaux du littoral oranais, qui constituent le principal habitat de des ressources dans la région, sont relativement étroits à l'instar de la plupart des zones du bassin méditerranéen (**Carocci, 2002**).



Fig. 4 : Vue satellitaire de la zone d'étude « le littoral occidental algérien»
(Google-Map, 2007).

II.2.2. Sédimentation marine

Les différents domaines de la marge algérienne et oranaise, en particulier, sont le siège d'une sédimentation plus ou moins importante et différenciée tant dans l'espace que dans le temps. La sédimentation marine est très modeste dans la baie d'Oran, cela se traduit au niveau des fonds de la baie par une couverture sédimentaire tout à fait particulière. On distingue six (06) faciès sédimentaires (Kerfouf, 2001) : les graviers sableux, les sables graveleux, les sables graviers légèrement envasée, les sables graveleux, les sables envasés graveleux et les vases pures réduites. Dans le golfe d'Arzew, la couverture sédimentaire est conforme au modèle de distribution des sédiments dans le plateau continental algérien avec l'existence d'une immense vasière centrale, une zone de sable fin et des fonds grossiers (Bouras et Boutiba, 2007).

II.2.3. Principales caractéristiques climatiques de la zone d'étude

Le littoral algérien à l'instar de l'ensemble de la région méditerranéenne est caractérisé par son climat typique ; chaud et sec en été, doux et relativement humide en hiver. Ces conditions sont dues à l'alternance de brise de mer fraîche et humide et de brise de terre chaude et sèche (O.N.M ,2005).

2.3.1. Température et salinité

La température de l'eau est un facteur prépondérant dans la vie des organismes marins, elle contribue de façon importante à la distribution géographique des espèces marines. Elle détermine les périodes de migrations et de reproduction et bien d'autres facteurs éthologiques et physiologiques, surtout chez les espèces pélagiques. Les courants constituent les mouvements les plus puissants et les plus continus qui affectent les eaux marines. En surface, l'eau du courant algérien est présente tout le long de la côte algérienne et se caractérise par une température moyenne de 20,50°C et une salinité inférieure à 37,10‰ (**Millot, 1985**).

La variabilité saisonnière moyenne de la température, le long de la côte et du plateau oranais, montre des minima absolus; De plus, la température tant en surface qu'en sub-surface y croît d'Est en Ouest (**Bouras et al., 2007**). Si l'on se déplaçait le long de la côte de Béni Saf vers Mostaganem, on pourrait bien noter des similitudes qui se transformeraient subitement à l'Est de Mostaganem. On peut envisager que les axes méridiens et verticaux étant pris respectivement du Sud vers le Nord et de la profondeur vers la surface, cette distribution cohérente souligne la quasi-simultanéité des remontées (Upwelling) du niveau marin (**Millot, 1989**).

Selon **Millot (1985)**, au niveau de 20 m, le taux de salinité accuse une diminution très nette ; On registre à ce niveau un taux de salinité de 36,42 ‰ dans les eaux oranaises. Au niveau de 50 m et 100 m, le courant algérien s'éloigne sensiblement du littoral en raison de son instabilité, le taux de salinité est alors de 36,8 ‰ dans le secteur Ouest et 37 ‰ dans le secteur Est. Les températures maximales des niveaux 50 et 100 m varient entre 15,50° et 16,27°C.

A 200 m, l'influence du courant sur la frange côtière algérienne est marquée par une salinité légèrement plus basse que celle des eaux du large ; celle-ci varie entre 38,10‰ et 38‰. Dans le sud du Bassin algérien, les eaux de surface du courant algérien sont généralement chaudes ; leur température est de l'ordre de 22,28° C dans le littoral ouest algérien, mais tout en se déplaçant vers l'est algérien, la salinité maximale de l'eau superficielle se maintient à 38,52 ‰ (**Millot, 1985**).

2.3.2. Pluviométrie

En Algérie, les pluies sont d'origine surtout orographiques. La zone littorale oranaise est caractérisée par deux saisons de pluies : une « grande » centrée sur l'hiver, et une « petite » et courte centrée sur l'automne (**Bouras et Boutiba, 2004**).

i. Les pluies à haute fréquence qui se localisent dans la région d'Oran et qui s'associent à la dynamique marine profonde et au changement du niveau marin. Celui-ci connaît un grand circuit entre les mois de septembre et mars. Ces pluies sont faibles et montrent leur plus forte croissance au cours de ces derniers mois (100 à 160mm). Ces chiffres sont obtenus à partir de la moyenne 1976-2000 d'un ensemble de 5 stations littorales (**Bouras et al., 2007**). ii. Les pluies à basse fréquence qui se situent à l'ouest et à l'est de la zone étudiée (Béni Saf et Mostaganem). Ces pluies sont importantes par rapport aux premières et présentent une relative stabilité en termes de fréquence (**Bouras et al., 2007**). La pluviométrie moyenne annuelle sur l'ensemble du littoral algérien s'élève à 6776 mm. Une diminution très nette des précipitations s'observe d'Ouest en Est : Oranie = 405 mm; Algérois = 702 mm ; Constantinois = 1151 mm (**Boutiba, 1992**). L'orientation de la côte algérienne montre que la région Est est plus avancée vers le Nord que la région Ouest, ce qui l'avantage au point de vue pluviosité (900 à 1200 mm/an). À l'Ouest le décalage de la côte vers le Sud et la situation climatique à l'abri de l'Atlas marocain (phénomène de Foëne) rend cette zone Ouest aride (600 mm/an) avec des périodes de sécheresse plus longues (**Saada, 1997**) (Fig. 5).

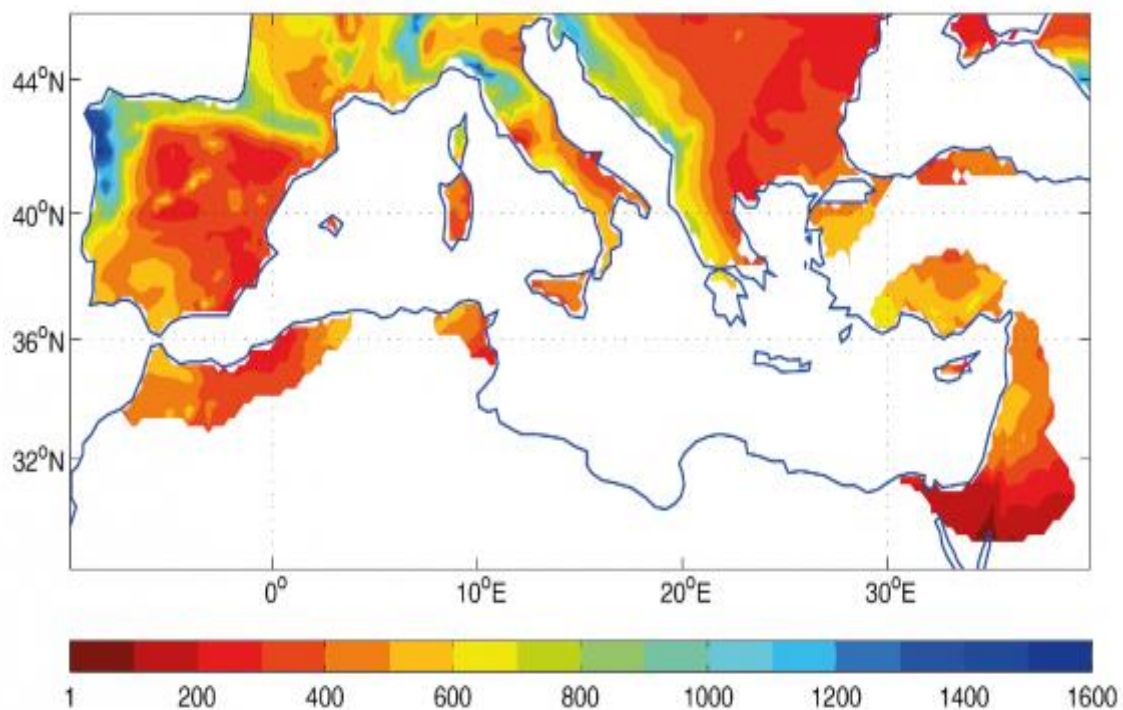


Fig. 5: Précipitations moyennes (mm) par saison humide (septembre à avril) pour la période 1950-2013 (données E-obs) sur le bassin méditerranéen. (**Raymond, 2016**)

Selon **Touarsi et Begoug (2000)**, la pluviométrie est variable d'une année à l'autre, la pluviométrie de la région d'Oran reste une des faibles de l'Algérie du Nord, ce phénomène étant dû à l'assèchement des masses d'air à la traversée des montagnes ibériques et marocaines.

2.3.3. Régime des vents

Les observations marines côtières et les données axées sur 30 ans montrent que les vents des secteurs d'Oran et d'Arzew sont dominants pendant les saisons automnales et hivernales, par rapport à ceux de Béni-Saf et de Mostaganem. La direction des vents est presque perpendiculaire, par endroit, à la côte (*in Bouras et al., 2007*). Les caractéristiques des vents de l'Oranie sont : des vents soufflent d'Ouest, Sud-Ouest. Au mois de décembre prévalent les vents Sud-Ouest de 7 h à 18 h : les vents Ouest et Sud à 13 h. Les mêmes remarques peuvent être notées pour les mois de janvier, novembre, mars, avril, et mai. Néanmoins pour les trois derniers mois, on enregistre des vents Nord-Est (**Ghodbani, 2001**).

Selon **Ghodbani (2001)**, les mois de sécheresse sont les mois à prédominance des vents Nord- Est. Il existe, par ailleurs, des vents chauds (Sirocco) provenant du Sud et Sud-Ouest. Ce sont des vents chauds et secs de 09 à 16 jours par an. En plus, le vent est une des forces régissant les courants et les houles (**in Zeghdoudi, 2006**). Ces dernières constituent un facteur écologique très important le long du littoral algérien en absence des courants permanents et des marées puisqu'ils sont les seuls à agir activement au niveau des baies et des golfes de la côte au large (**Boutiba, 1992**). Les effets de houles ont été étudiés pendant plus de deux ans le long du littoral algérien par **Le claire (1972)** ; Cet auteur a pu caractériser le régime saisonnier de ces houles par une rose annuelle avec deux directions principales : * La première direction est représentée par 80 % de ces houles de direction W.N.W. (300°) qui se produisent l'hiver et qui dure en moyenne de 8 à 10 s. * La deuxième direction est N.N.E. (20 - 40°) dont la majorité se produit pendant l'hiver.

Contexte bibliographique

Partie 2

*Présentation et Identification de *Mugil cephalus**

Présentation et identification de *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758)

I. Introduction

La classification taxonomique des organismes et la compréhension de diversité de la vie biologique ont été historiquement basées sur les descriptions des formes morphologiques (Dean et al., 2004). Chez les poissons, les caractères morphométriques représentent l'une des clés majeures pour la détermination de leur systématique, la variabilité de la croissance, les trajectoires ontogénétiques et/ou les paramètres des populations différentes (Kovac et al., 2003 in Madache, 2009).

Notre travail porte sur une espèce de la famille des Mugilidés, En Algérie ce poisson est connu sous le nom du Mulet.

Cette partie traite respectivement; la position systématique et les clefs d'identification d'une espèce de Mugilidés, *Mugil cephalus* (Linnée, 1758) ainsi que sa biologie et son écologie.

I.1. Généralités

Le nom vernaculaire de mullet (également appelé mule ou muge ou bouri) désigne plusieurs espèces de. Le mullet est un poisson de mer, très répandu, de la famille des mugilidés, le mullet se trouve dans la Mer du Nord, la Manche, l'Atlantique jusqu'aux côtes du Maroc au sud, et le long des côtes méditerranéennes. Il existe plus de 80 espèces de Mulet dont le *Mugil cephalus* est parmi les cinq des mulets les plus courants sur nos côtes :

- *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 - mullet cabot
- *Mugil capito* Cuvier, 1829 *Liza ramada* (Thomson, 1986) - mullet capiton (ou ramada)
- *Mugil auratus* Risso 1810 *Liza aurata* (Risso, 1810) - mullet doré Le Muge labéon (*Oedalechilus labeo*)
- *Mugil chelo* Cuvier, 1829 *Chelon labrosus* (Cuvier, 1758) - mullet lippu ou mullet à grosses lèvres
- *Mugil saliens* Risso, 1810 *Liza saliens* (Risso, 1810)

I.2. Position systématique

Les espèces de ce genre se reconnaissent aisément, car le tissu adipeux recouvre la plus grande partie de la pupille. On note également la présence d'une écaille pectorale axillaire bien développée, (généralement plus de 30% de la longueur des pectorales).

I.3. Classification

Embranchement : CORDES

Classe : OSTEICHTYENS

Sous-classe : ACTINOPTERYGIENS

Infra-classe : TELEOSTEENS

Ordre : PERCIFORMES

Sous-ordre : MUGILOIDES

Famille : MUGILIDES

Genre : *Mugil*

Espèce : *cephalus* (Linné, 1758)

Nom d'espèces : *Mugil Cephalus* Linné, 1758

Le nom vernaculaire : Bourri

Dans la **Grande-Bretagne** est nommé : Flathead Grey Mullet dans, **la France** est nomme : Muge cabot et Mulet a grosse tête, Mulet cabot, on **Itali** Cefalo, et on **Espagne** Pardete.

II- Biologie et écologie de *Mugil cephalus*

l'espèce a été observée dans les eaux côtières et estuariennes des régions tempérées, subtropicales et tropicales, principalement entre les latitudes 42°N et 42°S (Thomson 1997, Harrison, 2002 ; Nelson, 2006 ; González-Castro et al., 2008 ; Durand et al., 2012a ; Whitfield et al., 2012).

Malgré sa dissémination globale dans les deux hémisphères, *M. cephalus* a une distribution discontinue. Des questions concernant son statut taxonomique ont été soulevées dans de nombreuses études génétiques, dont la plupart suggèrent que *Mugil cephalus* est un complexe d'espèces (Crosetti et al., 1994 ; Rossi et al., 1998a ; Rocha-Olivares et al., 2000 ; Fraga et al., 2007 ; González-Castro, 2007 ; González-Castro et al., 2008 ; Heras et al., 2009 ; Jamandre et al., 2009). Récemment, Durand et al (2012a) postulaient qu'un

complexe d'espèces *Mugil cephalus* serait constitué de 14 lignées parallèles comprenant la lignée *M. liza* et 13 autres lignées, toutes actuellement désignées comme *M. cephalus*.

Le grand nombre de résultats obtenus suggère fortement que le «complexe d'espèces de *Mugil cephalus*» comprend au moins 14 espèces biologiques, dont la lignée mitochondriale de *M. cephalus* (Linnaeus 1758) échantillonnée en Méditerranée (**Rossi et al., 2015**).

1. Trait du *Mugil cephalus*

L'identification et la taxonomie des mulets ont reposé sur la morphologie externe, la méristique, la morphométrie et la structure de certains organes internes. La morphologie externe remarquablement uniforme des mulets a entraîné une confusion continue dans leur identification et leur classification. Autre confusion taxonomique. Cela est dû à la grande variabilité des caractères examinés et à de légères différences diagnostiques entre les espèces (**Ghasemzadeh, 1998**).

Les caractères qui ont été utilisés par différents auteurs comprennent la dentition (**Ebeling, 1957, 1961 ; Thomson, 1975 ; Farrugio, 1977**), les échelles (**Cockerell, 1913 ; Jacot, 1920 ; Pillay, 1951 ; Thomson, 1981 ; Chervinski, 1984 ; Liu et Shen, 1991 ; Ibáñez et al., 1996**), le nombre de caecums pyloriques (**Perlmutter et al., 1957 ; Hotta et Tung, 1966 ; Luther, 1977**), le tube digestif (**Thomson, 1966**), la convolution intestinale (**Hotta, 1955**), l'ostéologie **Ishiyama, 1951 ; Hotta et Tung, 1966 ; Sunny, 1971 ; Kobelkowsky et Resendez, 1972, Luther, 1977 ; Senou, 1988 ; Ghasemzadeh, 1998**), otolithes (**Morovic, 1953**), morphologie des canaux de la ligne latérale céphalique (**Song, 1981**), organe pharyngobranchial (**Harrison et Howes, 1991**), et les modèles de dentition, de pigmentation et de mélanophore dans l'identification des alevins et des juvéniles (**van der Elst et Wallace, 1976 ; Cambrony, 1984, Reay et Cornell, 1988 ; Serventi et al., 1996 ; Minos et al., 2002**).

Les caractères et les caractéristiques de la valeur diagnostique qui sont couramment utilisés dans l'identification et la taxonomie de *M. cephalus* sont comme suite :

Un corps est subcylindrique et comprimé antérieurement, sa couleur est brun grisâtre ou brun olive dans le dos, avec des couleurs qui s'allument le long des côtés pour atteindre un ventre blanc argenté (**Thompson, 1951**). Le corps du mulot est allongé et arrondi vers l'avant et légèrement plus mince vers l'arrière (Fig.6). Ils n'ont pas de ligne latérale observable et de courtes nageoires pectorales. Leur bouche a une forme triangulaire avec des lèvres minces et de petites dents serrées qui tapissent la mâchoire et un museau arrondi (**Hill, 2004**).

M. cephalus peut atteindre 119 cm, pesant 8 kg au maximum, mais sa longueur commune est d'environ 45 cm (Wikipedia, 2016).

La durée de vie de *M. cephalus* est estimée à sept ans pour les mâles et à huit ans pour les femelles, avec une moyenne de cinq ans (Texas Parks et Wildlife Department, 2005 in Surim, 2016).

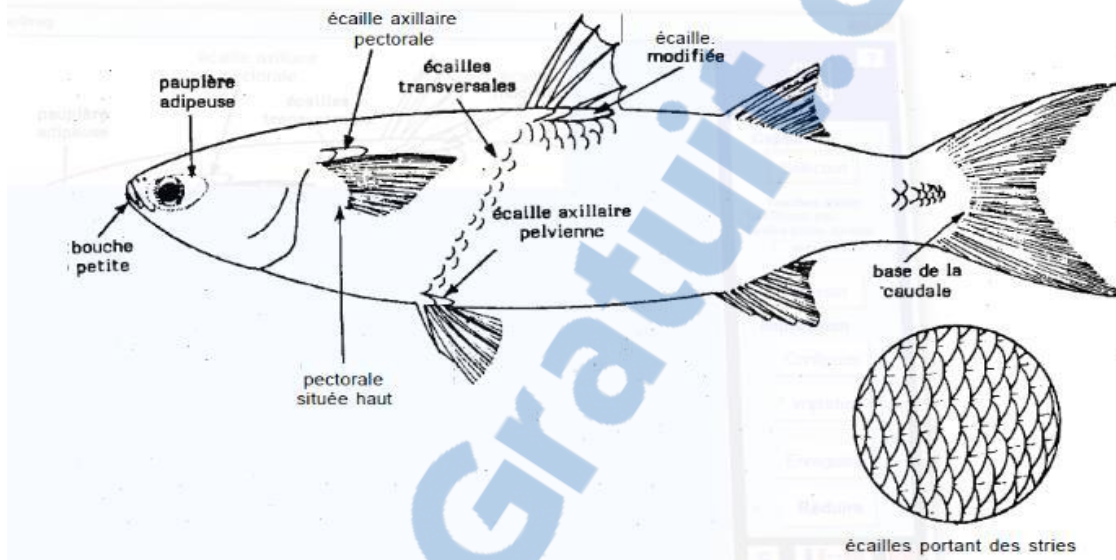


Fig. 6 : Anatomie externe du *Mugil cephalus* (FAO, 1985)

La figure ci-dessus (Fig.7) représente une description comparative du motif de mélanophore sur le côté ventral de la tête des cinq espèces de mulets gris et dans une gamme de longueurs de 20 à 30 mm. Les dessins sont basés sur les modèles de pigmentation de chaque espèce publiés par (Perlmutter et al., 1957 ; Reay et Cornell, 1988 ; Minos et al., 2002).

Selon Reay et Cornell (1988). Les différences sont basés seulement sur le modèle de mélanophore du côté ventral, *C. labrosus* est le plus facile à distinguer parmi les autres espèces, car il a une pigmentation lourde, à la fois dans les régions mandibulaire, ventro-operculaire et gular, très prononcée dans la partie antérieure de la tête. *Mugil cephalus* peut être distingué par la pigmentation inverse en forme de Y dans la région gulaire. Les espèces de *Liza* sont plus difficiles à discriminer. *Liza ramada* a des mélanophores très rares dans la région gulaire. D'autre part, *L. aurata* a une rangée caractéristique de mélanophores sous l'œil s'étendant presque jusqu'au milieu de l'opercule et des mélanophores de petite taille sur la partie antérieure de la région ventro operculum. *Liza saliens*, qui peut cependant être

identifiée par la bande caractéristique sur les flancs du corps, sur le côté ventral de la tête est principalement pigmentée dans les régions ventro-operculaires.

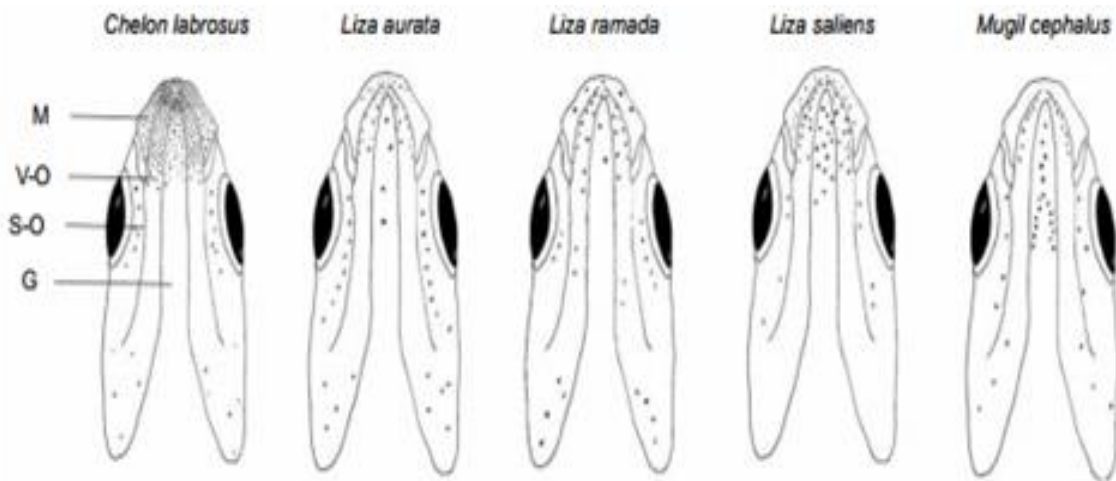


Fig. 7 : Description comparative du modèle de mélanophore sur le côté ventral de la tête chez les cinq espèces de mulot dans la méditerranéens (gamme de longueur 20-30 mm, SL) (M = région mandibulaire, V-O = ventro-operculaire, S-O = sous-orbitaire, G = région gulaire).

2. Habitat et écologie

C'est une espèce littorale pélagique, euryhaline, qui se nourrit parfois dans les lagunes, les estuaires et les cours inférieurs des rivières et peut tolérer l'eau douce. Il habite les eaux marines côtières, les estuaires, les lagunes et les rivières où il peut tolérer de larges plages de température et de salinité. Les adultes se trouvent dans des eaux dont la température et la salinité varient de 8 à 24 ° C et de 0 ppm à 75 ppm respectivement. Les juvéniles sont capables de tolérer des salinités de 0 ppm à 35 ppm (Bester, 2004). Il est capable de survivre à des températures allant de 12 à 25 ° C (Harrison et Senou, 1999). C'est une espèce benthopélagique, catadrome, que l'on trouve généralement à une profondeur de zéro à 10 m, mais qui peut atteindre 120 m de profondeur (Moreira 1992 ; Harrison 1995 ; Riede 2004). Il pénètre souvent dans les estuaires et les rivières et forme des écoles sur des fonds de sable ou de boue (Eschmeyer et al., 1983 ; Thompson, 1986 ; Allen, 1991 ; Yamada et al., 1995, Allen et al., 2002).

3. Migration

Les migrations devraient être cycliques et prévisibles et couvrir plus de 100 km. (Riede, 2004), généralement les femelles migrant aux eaux marines en mer pour engendrer (Citoyen, 1980) en raison du mouvement dans l'eau douce, espèces parfois désignées sous le nom

catadromous : engendrant en eau salée, mais retournant à l'eau douce pour l'alimentation (**De Silva, 1980**).

En hiver, mullet migre en eaux profondes, pour se rapprocher du littoral au printemps. En été, il entre dans les estuaires et remonte très loin de l'embouchure.

Cette espèce ne semble pas être gêné par les eaux polluées, pauvres en oxygènes et peu salines.

4. La reproduction

Les Mulets sont des poissons gonochoristiques ou bisexuels: cela implique que les individus sont soit des mâles, soit des femelles. Normalement, les femelles adultes sont plus grosses que les mâles, mais il n'y a pas de dimorphisme sexuel et il est donc impossible de distinguer extérieurement les sexes. En ce qui concerne les mécanismes de reproduction, les espèces de Mugilidae sont ovipares, ce qui implique la libération de gamètes dans l'eau (généralement les eaux marines côtières), avec une fertilisation et un développement externes.

La reproduction se produit dans de grands groupes et dans les eaux profondes au large des côtes (**McEachran et Fechhelm, 1998 ; Saleh, 2013**).

La fécondité de *Mugil cephalus* évaluée de 0.5 à 2.0 millions d'oeufs par femelles, selon la taille de l'individu (**Bester, 2004 ; Hill, 2004**). La portée de mullet féminine la maturité sexuelle en leur quatrième année, quand ils sont entre 40 à 42 cm.

Les mâles mûrissent en leur troisième année, une fois qu'ils atteignent une taille qui varie de 33 à 38 cm (**Colline, 2004**)

Le minimum engendrant la taille de femelles est entre 31 à 34 cm. Le *Mugil cephalus* est un poisson ovipare (**Colline, 2004**). Commenant au début de l'automne, les grandes écoles de mullet s'agrègent dans les portées inférieures d'estuaires et aux embouchures dans la préparation pour la migration. L'engendrement arrive dans des eaux profondes, de la mi-octobre à fin janvier, avec l'engendrement de sommet arrivant en novembre et décembre

Les larves et préjuveniles migrent alors aux estuaires côtiers où ils peuplent peu profond, réchauffent de l'eau dans la zone interne de la marée. *Mugil cephalus* sont isochronal, avec tout l'oocyte la maturité s'étendant en même temps.

Cependant, basé sur la taille de la cavité de l'organisme féminine, il est peu probable que le dépôt entier d'une femelle d'oeufs est hydraté en même temps dans la préparation pour l'engendrement. Plutôt celles-ci vont probablement hydrater des oeufs dans des lots et le frayé



sur des soirées successives jusqu'à ce que leur provision d'œufs soit épuisée (**Colline, 2004**). Une fois que les œufs sont mis, le Mugil adulte ne fournit pas le nouveau soin parental (**le Texas Gare, 2005**).

Stade 1 : Les testicules et les ovaires sont très fins et mesurent quelques millimètres de large. Ils sont transparents et disposés en forme de V dont la pointe se situe à l'extrémité postérieure de la cavité générale.

Stade 2 : Les gonades mâles et femelles se présentent sous forme de fins filaments blanchâtres. Chacune est longée par un fin vaisseau sanguin nettement visible

La gonade ne dépasse pas le quart antérieur de la cavité abdominale.

Stade 3 : C'est à partir de ce stade que l'on peut aisément faire la distinction, à l'œil nu, entre les gonades mâles et femelles. Les testicules sont blancs à section aplatie et les ovaires ont une couleur rose claire à section ovale, les ovocytes ne sont pas encore visibles à l'œil nu.

Stade 4 : C'est la puberté, les gonades sont bien développées et occupent généralement une grande partie de la cavité abdominale.

Stade 5 : Les gonades remplissent la majeure partie de la cavité générale. La moindre pression sur l'abdomen fait écouler la laitance chez les mâles et les ovocytes chez les femelles.

Stade 6 : Ce stade suit la ponte, les gonades vides deviennent flasques. Après ce stade, les gonades reviennent au stade 4.

4.1. Système reproducteur

Chez le mâle

Les testicules sont des organes internes, longitudinaux et jumelés. Ils sont suspendus par des mésentères longitudinaux connus sous le nom de mesorchia, et se trouvent latéralement à la vessie gazeuse. Chez Teleostei, il n'y a aucun lien entre le rein et les gonades à maturité. Le canal des spermatozoïdes est nouveau et provient des testicules (**Helfman et al., 2009**).

Grier (1993) a conclu que les ostéichthyens primitifs ont un testicule tubulaire anastomosé, alors que les téléostéens dérivés, y compris les athérinomorphes, ont un testicule lobulaire. Les testicules lobulaires peuvent être divisés en deux types basés sur la distribution et l'arrangement des spermatogonies. Le type de mullet testis peut être défini comme 'lobulaire non restreint', ce qui implique que les spermatogonies se produisent sur toute la longueur des tubules, contrairement aux athérinomorphes qui sont classés comme «lobulaires restreints», les spermatogonies sont confinées à l'extrémité distale des tubules (**Parenti et Grier 2004**).

Les mulets femelles

L'ovaire des mulets femelles est un organe creux, apparié, constitué de deux lobes ovariens séparés par une cloison. Les deux lobes sont joints près du pore urogénital. De nombreux plis ovigères se projettent dans la cavité ovarienne. Les lamelles sont constituées de tissu conjonctif tapissé d'épithélium germinale, qui contient des nids d'oogonie. Les follicules ovariens se développent le long des lamelles et les ovocytes matures sont ovulés dans la cavité ovarienne (El-Halfawy *et al.*, 2007).

4.2. Différenciation masculine

La différenciation initiale des mâles est évidente dans les caractéristiques morphologiques du tissu de cellules germinales situées le long des parties périphériques de chaque lobe. Le tissu germinatif commence à former des bandes allongées perpendiculaires au bord du lobe, tandis que le tissu somatique commence à former des bandes fibreuses provenant des bords du canal primaire. Le canal primaire est défini structurellement à ce stade. Avec l'augmentation continue de la longueur du poisson, la taille et la vascularisation des lobes augmentent. Le tissu germinatif continue à s'allonger médialement dans le lobe selon un schéma de corrélation.

Le tissu somatique continue à former des structures en bandes qui deviennent finalement des conduits secondaires, et la cellule germinale se dilate pour former des lobules. Au fur et à mesure que les lobules deviennent plus développés, les spermatogonies commencent à tapisser les lobules dans le cadre de l'épithélium germinale. Les cellules de Sertoli ne sont pas visibles à cause du manque de résolution à ce niveau de grossissement (400 ×). La prolifération mitotique des spermatogonies provoque l'élargissement lobulaire, bien que les spermatogonies soient très petites à ce stade (2-3 µm) (McDonough *et al.*, 2005).

4.3. Différenciation féminine

Le premier signe de différenciation sexuelle féminine est l'organisation du tissu de cellules germinales en nids ronds de huit à dix cellules chacun. Les nids de cellules germinales, qui donnent finalement naissance à des nids oogoniaux, se trouvent d'abord le long de la périphérie latérale du lobe. Il existe des signes de développement précoce de la paroi ovarienne, qui consiste en une seule couche de cellules formant la couche externe du lobe, séparée des nids oogoniaux. Bien que certains conduits soient présents, il n'y a aucune preuve de la formation de lamelles. Avec le développement continu, les cellules individuelles dans les nids deviennent plus visibles et la paroi de l'ovaire devient plus évidente. Des tiges ou des

bourgeons de tissus sont observés en croissance à partir de la base du stroma sur la surface dorsolatérale. Au fur et à mesure que le développement progresse, la paroi ovarienne attachée à ces tiges ou bourgeons de tissus semble croître sur la surface dorsale de chaque lobe de l'ovaire. La présence à la fois des bourgeons de la tige de l'ovaire et des nids de cellules germinales arrondis situés dans tout le lobe des gonades est un diagnostic de la différenciation féminine (McDonough et al., 2005).

5. Alimentation

Le mulot s'alimente de jour, consommant principalement zooplancton, de plante morte et le détrit (Blaber, 1976 ;Tung, 1981 ; Cardona, 2000) . Le mulot a des segments semblables au gésier avec des murs épais dans leur estomac avec une longue étendue gastro-intestinale qui leur permet de se nourrir du détrit. Ils sont une liaison écologiquement importante dans le flux d'énergie dans des communautés estuarien. Alimentant en absorbant la couche supérieure de sédiments, le *Mugil cephalus* enlève les détrit et des microalgues. Ils prennent aussi quelques sédiments qui fonctionnent pour rectifier l'alimentation dans la partie semblable au gésier de l'estomac. Le mulot frôle aussi sur des épiphytes et épifaunes de seagrasses aussi bien qu'ingère l'écume superficielle contenant des microalgues à l'interface d'eau. Le mugil larvaire s'alimente principalement sur des microcrustacés.

Une étude a prouvé que les copépodes, les larves de moustique et les débris d'usine et de plante dans le contenu d'estomac des larves en dessous de 35 millimètres dans la longueur. La quantité de sable et le détrit dans l'estomac content des augmentations avec la longueur indiquant que plus d'alimentation est ingérée du substrat de fond comme ce poisson mûr (Bester, 2004).

6. Distribution géographique

Mugil cephalus est distribué de façon circumpolaire dans les eaux côtières peu profondes des régions tropicales, subtropicales et tempérées chaudes entre 51 ° N et 42 ° S. Dans l'ouest de l'Atlantique, on le connaît de la Nouvelle-Écosse, du Canada vers le sud le long des États-Unis et dans tout le golfe du Mexique. Les spécimens précédemment identifiés comme *M. cephalus* dans les Caraïbes et au Brésil ne sont plus considérés comme valides (Menezes et al., 2015). Il n'est pas présent aux Bahamas ni dans la plupart des Antilles (Robins et Ray, 1986, McEachran et Fechhelm, 1998). Dans l'Atlantique Est, il est connu depuis la France, la mer Méditerranée, la mer Noire, et le long de l'Afrique de l'Ouest jusqu'à l'Afrique du Sud,

y compris les îles au large. La population du Maroc à l'Angola est génétiquement différente de celle de la Méditerranée, avec potentiellement deux sous-populations présentes au Maroc (Whitfield et al., 2012). Dans l'Indo-Ouest Pacifique, il est connu de la Mer Rouge, de l'Afrique de l'Est à l'Afrique du Sud, du Golfe Persique, de l'Inde, de La Réunion, de Maurice, de Rodrigues, de Madagascar, des Seychelles, de Nouvelle-Calédonie, d'Hokkaido. au sud des îles Ryukyu) et de l'île d'Hawaii à Midway (Fricke et al., 2011). Il est considéré comme rare aux Philippines, aux Indes orientales, aux Antilles et dans l'Atlantique tropical oriental (Mundy, 2005). Dans le Pacifique oriental, il est connu de Californie (USA) au Chili, y compris les Galapagos. Sa plage de profondeur est de zéro à 20 m.

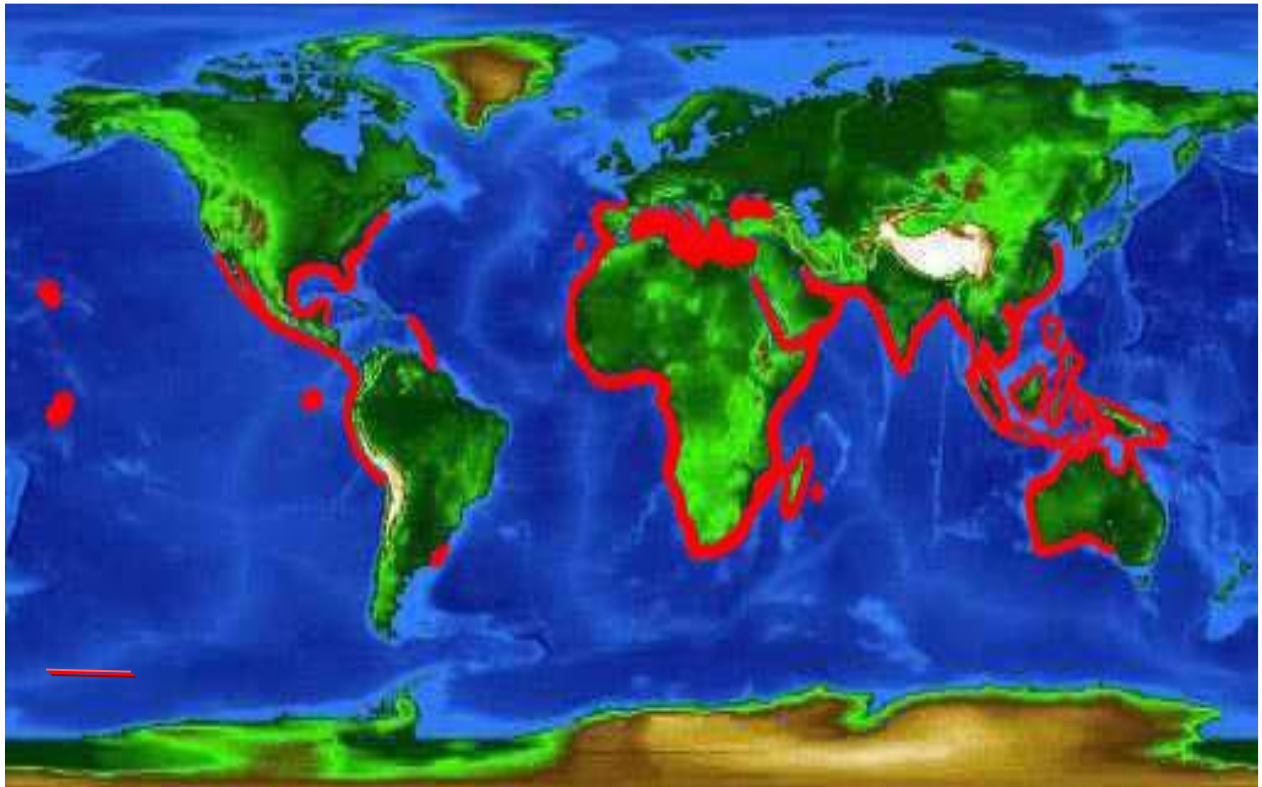


Fig. 8 : Répartition géographique du *M. cephalus* dans le monde (South Florida Aquatic Environments, 2017).

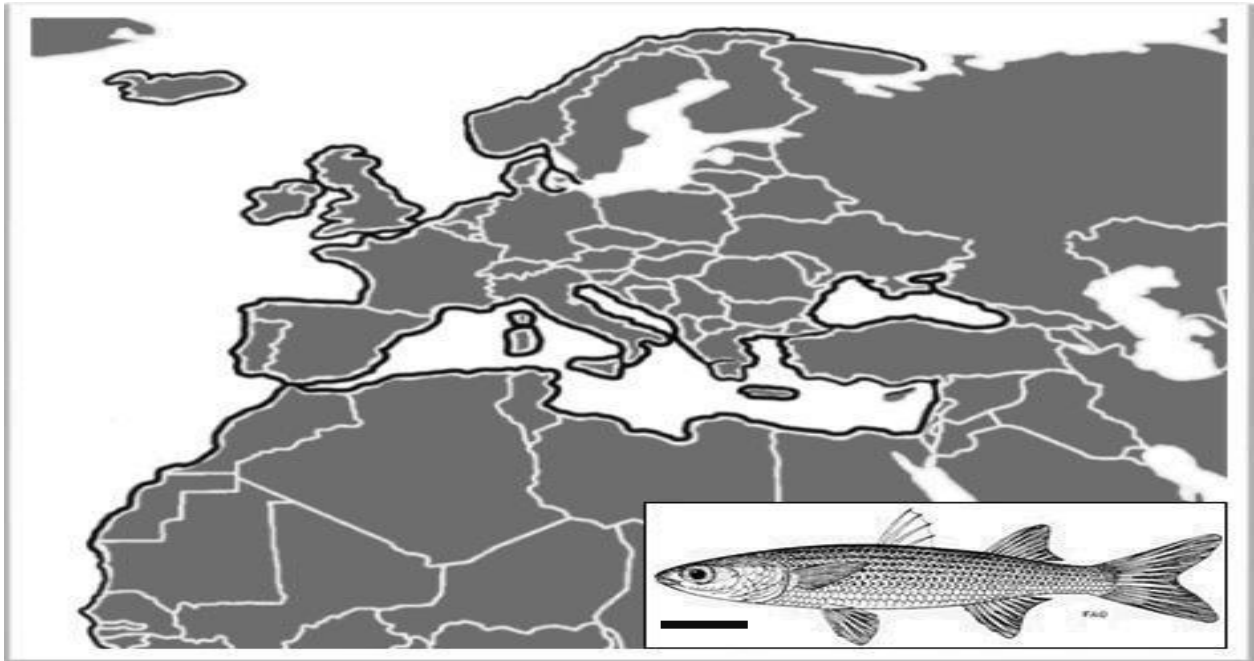


Fig. 9: Distribution du *Mugil cephalus* dans la mer Méditerranéen (Donatella et al., 2016).

7- Rôle de l'espèce dans L'écosystème

Mulet ou *Mugil cephalus* à une liaison écologiquement importante dans le flux d'énergie dans des communautés marines. Ils servent de la proie pour leurs prédateurs. Le mulet est un hôte pour beaucoup de parasites incluant flagelle, cille, monogènes et digènes trématodes, nématodes, acanthocéphales, des sangsues, argulids, copépodes (Bester, 2004).

8- Technique de pêche

Le Mulet peut se pêcher au flotteur, à la callée, à la dandine et au lancer avec un leurre. Pour pêcher le mulet, une canne de 4m, Téléscopique ou à emmanchement est idéale. Le moulinet sera rempli avec au moins 150m de fil 20/100.

Pour le bas de ligne, utilisez un fil de 16/100, un plomb olive de 10 ou 15 grammes et un hameçon n° 7 à 12. Il est possible de fixer directement l'hameçon au bout d'un corps de ligne en 16/100. Dans ce cas le fait de serrer un plomb à 60cm au dessus de l'hameçon marquera le point de rupture en cas de problème.

Pour sa pêche, on peut utiliser des appâts très divers. Un morceau de pain sur lequel on dépose quelques gouttes d'huile de foie de morue, un petit dé de maquereau ou une moule font l'affaire. Ceci étant, le mulet est un poisson méfiant et le montage utilisé doit être fin.

Deuxième chapitre

*Etude de la Biologie de la Reproduction du Mugil
cephalus dans l'occidental algérien*

I. Introduction

La reproduction constitue chez le poisson l'étape par laquelle passent leur survie et leur maintien dans la nature (**Poncin, 1996**). Les cycles de reproduction impliquent un ensemble de processus physiologiques et comportementaux en rapport avec divers facteurs de l'environnement biotique et abiotique (**Paugy et Levêque, 1999**). Ils sont synchronisés avec les variables environnementales par le biais d'événements réguliers qui agissent comme des signaux déclenchant ou inhibant des stades spécifiques de la gamétogénèse ou autre processus de reproduction (**Paugy et Levêque, 1999**). Chez certaines espèces, ces signaux sont perceptibles et permettent de faire la distinction entre les sexes (mâles et femelles).

Les Mugilidae sont des poissons côtiers des mers tropicales et tempérées. Les milieux saumâtres estuariens et lagunaires constituent leur milieu de vie ; domaine de prédilection (**Albaret, 1992**). Les Mugilidés sont souvent représentés par les genres *Mugil* et *Liza*.

Ce sont des poissons hétérosexuels où le dimorphisme sexuel est inexistant. Différents auteurs (**Albaret et Legendre, 1985; El Housi, 1988; Aneur et al., 2003**) ont établi pour ces espèces.

Le *Mugil cephalus* présente un intérêt clairement établi pour l'élevage (**Albaret et Legendre, 1985**). Par ailleurs, *Mugil cephalus* est élevé avec succès dans diverses régions du monde depuis de nombreuses années notamment en Asie (Japon, Taïwan et Hawaï), en Europe et en Afrique (Egypte et Tunisie) (**Magdy, 2004 ; Meseda et Samira, 2006**). L'élevage de cette espèce passe par la connaissance de son écologie alimentaire et de sa biologie de reproduction en milieu naturel. Peu d'informations sont disponibles en ce qui concerne la biologie et l'écologie des Mugilidés de l'Algérie.

L'identification des stades de maturité sexuelle a été en général évaluée macroscopiquement, en se basant sur l'observation visuelle des gonades. Plusieurs échelles de maturation établies chez les muges (**Brusle 1981, Albaret et Legendre 1985, El Housni 1988**), nous avons utilisé celle d'El Housni plus adaptée à nos observations.

L'objectif visé dans cette partie de thèse est de déterminer la biologie de la reproduction de *Mugil cephalus* dans le littoral occidental algérien à travers la connaissance de sa sex ratio, de sa taille de première maturité sexuelle et de sa période de reproduction.

II. Méthodologie

L'étude de la reproduction a été effectuée à partir de 960 individus dont 540 femelles et 320 mâles et 100 individus indéterminés au cours de l'année 2012-2013(les indéterminés n'ont pas été prient en considération). De février 2012 au mois de avril 2013. Des prélèvements mensuels aléatoires (par grappes) de mullet de différentes tailles (18 - 54cm sexes combinés) ont été effectués du littoral occidental algérien.

Afin de déterminer le cycle sexuel au cours d'un cycle complet de 14 mois, plusieurs paramètres liés à la physiologie du poisson ont été quantifiés. Il s'agit du Rapport Gonado-somatique (**RGS**), du Rapport Hépatato-somatique (**RHS**) et du coefficient de condition (**K**).

1. Traitement au laboratoire

Pour chaque individu, la longueur totale (Lt) le poids total (Wt) et éviscéré (We) ont été mesurés en utilisant un ichtyo-mètre au demi-centimètre et une balance avec une précision de 0,01 g. Durant la dissection, les gonades et le foie sont prélevés et pesés (Wg, Wf). Il est relativement aisé d'identifier le sexe de notre espèce étudiée après extraction des gonades, et vérification du stade macroscopique de maturité sexuelle en se basant sur l'aspect (couleur, vascularisation, volume et taille de la gonade).

Tab. 1: Description macroscopique et classification de la maturité des gonades pour le *Mugil cephalus* (El Housni 1988 in Aneur, 2003)

Stade	Etat	Description
Stade 1	Immature	Les testicules et les ovaires sont très fins et mesurent quelques millimètres de large. Ils sont transparents et disposés en forme de V dont la pointe se situe à l'extrémité postérieure de la cavité générale.
Stade 2	Immature	Les gonades mâles et femelles se présentent sous forme de fins filaments blanchâtres. Chacune est longée par un fin vaisseau sanguin nettement visible. La gonade ne dépasse pas le quart antérieur de la cavité abdominale.
Stade 3	Mature	C'est à partir de ce stade que l'on peut aisément faire la distinction, à l'oeil nu, entre les gonades mâles et femelles. Les testicules sont blancs à section aplatie et les ovaires ont une couleur rose claire à section ovale, les ovocytes ne sont pas encore visibles à l'oeil nu.
Stade 4	Mature	C'est la puberté, les gonades sont bien développées et occupent généralement une grande partie de la cavité abdominale.
Stade 5	Mature	Les gonades remplissent la majeure partie de la cavité générale. La moindre pression sur l'abdomen fait écouler la laitance chez les mâles et les ovocytes chez les femelles.
Stade 6	Mature	Ce stade suit la ponte, les gonades vides deviennent flasques. Après ce stade, les gonades reviennent au stade 4.

2. Étude de la reproduction

2.1. Sex-ratio global

Les proportions de chaque sexe dans les captures sont une donnée utile pour mieux connaître la structure démographique d'une population (**Camarenã, 1986**). Le sexe ratio (SR) indique le taux de masculinité ou taux de féminité dans un stock, ainsi :

$$\text{SR mâles} = \frac{nM}{nM + nF} \cdot 100 \qquad \text{SR femelles} = \frac{nF}{nM + nF} \cdot 100$$

Nous avons constaté des changements dans la proportion de distribution des deux sexes en fonction du temps et de la taille d'où l'intérêt d'étudier ce paramètre et essayer d'expliquer ces changements. La différence entre les deux sexes a été vérifiée par le test χ^2

Il sera calculé un **test χ^2 (Chi-carré)** d'hétérogénéité, au risque d'un degré de liberté et de **p < 0.05** de signification, en utilisant le **logiciel STATISTICA Software (StatSoft Inc, 2007)** pour déterminer si les prédominances de chaque sexe dans chaque classe de taille, et au cours de tous les mois d'échantillonnage, sont significatifs ou non à partir de la formule suivante: (**Schwartz, 1983**) :

$$\mathbf{IC} = \pm 1.69 \sqrt{pq/n}$$

p : pourcentage des femelles dans la population étudiée ;

q : pourcentage des mâles ;

n : nombre total des mâles et des femelles.

2.2. Sex-ratio en fonction de la taille

L'abondance de chaque sexe par rapport aux classes de taille de 1 cm Lt permettra d'avancer à quelle taille commence l'inversion des sexes vu que *Pagellus acarne* présente un hermaphrodisme protandre. Fontana (1979) fait remarquer que son évolution en fonction de la taille peut apporter des indications sur l'étude de la croissance, car la difficulté qu'on a parfois

à suivre la progression des modes, particulièrement pour les classes âgées, peut être due à une croissance différentielle des sexes à partir d'un certain âge.

2.3. Sex-ratio en fonction des mois

L'évolution de ce rapport au cours de l'année nous permettra d'avoir un aperçu sur la période de reproduction et la ponte de ce sparidé.

2.4 .Ecart réduit

La valeur de l'écart réduit ε (**Schwartz (1992)**) est un test d'homogénéité qui permet de comparer les tailles moyennes des mâles et des femelles, dans le cas des grands échantillons.

$$\varepsilon = \frac{|\bar{X}_1 - \bar{X}_2|}{\sqrt{\frac{\sigma_1^2}{n_1} + \frac{\sigma_2^2}{n_2}}}$$

\bar{X}_1 : moyenne de l'échantillon femelle

\bar{X}_2 : moyenne de l'échantillon mâle

σ_1^2 : variance des femelles

σ_2^2 : variance des mâles

n_1 : nombre des femelles

n_2 : nombre des mâles

Si $|\varepsilon| \leq 1,96$, (pratiquement 2) la différence n'est pas significatif (à 5%)

Si $|\varepsilon| \geq 1,96$, (pratiquement 2) la différence est significatif (à 5%), et le risque correspondant à ε , lu dans la table de l'écart-réduit, fixe le degré de signification.

2. 5. Rapport Gonado-Somatique RGS

La période de ponte du est déterminée en utilisant deux approches : une approche qualitative basée sur le suivi des fluctuations mensuelles du pourcentage des différents stades de développement des gonades, et une approche quantitative basée sur le suivi de l'évolution mensuelle du rapport gonado-somatique (RGS) et du coefficient de condition (K). Le rapport gonado-somatique est défini par comme étant le poids des gonades exprimé en pourcentage par rapport au poids total d'un individu (**Bougis, 1952**). Il exprime le poids des gonades en pourcentage du poids corporel. On peut utiliser le poids du poisson plein ou le poids du poisson éviscéré, mais celui-ci a l'avantage d'éliminer les biais d'erreurs dus

au poids des gonades et du contenu du tube digestif qui sont variables en fonction des individus et de leur période de capture. Il exprime comme suit :

$$\mathbf{RGS} = 100 \times (\mathbf{Wg} / \mathbf{Wev})$$

avec :

Wg : Poids des gonades (g).

Wev : Poids éviscéré de l'individu (g).

Le rapport gonado-somatique est un indice pondéral dont les variations sont fonction du sexe, du poids et de l'état de maturité de l'individu. Sa représentation graphique traduit correctement les différentes étapes de la maturité des gonades. C'est pour cela que la plupart des auteurs le considèrent comme un véritable coefficient de maturité (**Lahaye, 1979**). Le suivi mensuel de ce rapport gonado-somatique permet de connaître les périodes d'activité sexuelle des poissons, ainsi les périodes de reproduction.

2.6. Le rapport Hépat-Somatique (RHS)

Chez les poissons, le foie joue un rôle important dans les processus liés à l'élaboration des produits génitaux. Il a été démontré chez les femelles de certains poissons que cet organe est responsable de la synthèse de la vitellogénine, principale protéine précurseur du vitellus des oeufs (**Nunez, 1985**). Le rapport hépat-somatique (RHS) est égale à cent fois le poids du foie sur le poids éviscéré du poisson (**Bougis, 1952**):

$$\mathbf{RHS} = 100 \times (\mathbf{Wf} / \mathbf{Wev})$$

avec :

Wf : Poids du foie (g).

Wev : Poids éviscéré de l'individu (g).

Son évolution saisonnière permet de quantifier les variations pondérales du foie au cours du cycle reproducteur. **Bertin (1958)** distingue deux types de poissons selon le mode de stockage et la mobilisation des substances de réserve au niveau de cet organe :

Les "poissons maigres", pour lesquels la maturation des gonades est précédée d'une importante accumulation de lipides dans le foie ; ainsi, les valeurs maximales du **RHS** précèdent celle du **RGS**.

Les "poissons gras", pour lesquels l'accumulation de liquides s'effectue au niveau des muscles, le foie n'intervenant que dans la transformation de ces réserves lipidiques ; dans ce cas le **RHS** évolue parallèlement au **RGS**.

Selon les différents auteurs le poids du corps peut être considéré comme étant celui du poisson plein ou du poisson éviscéré. Dans ce travail, pour les deux indices pondéraux choisis, le poisson est pesé éviscéré pour éviter d'introduire des biais dus à la grande quantité de graisse qui s'accumulent dans la cavité abdominale à certaines périodes de l'année, ainsi qu'à la variation du poids des gonades, du foie, du tractus digestif qui est plus ou moins plein selon les individus.

2.7. Facteur de condition

Plusieurs espèces de poissons présentent des variations saisonnières de leurs compositions biochimique et énergétique associées à l'alimentation, la migration, la maturation et la ponte. La réserve énergétique des muscles est plutôt associée aux protéines, tandis que l'énergie contenue dans le foie est constituée essentiellement par des lipides. En absence d'analyses biochimiques plus précises, deux indices simples, le facteur de condition et le rapport hépatosomatique, peuvent fournir une estimation des variations saisonnières des réserves d'énergie. (**Lambert et Dutil, 1997**).

La relation entre les variations saisonnières de ces indices et d'autres paramètres, tels que le **RGS** et la proportion mensuelle des stades macroscopiques, peut aider à connaître le moment et de la durée de la maturation des gonades, car à cette période les transferts d'énergie vers les gonades sont considérables (**Htun-Han, 1978**).

La détermination du facteur de condition (également appelé coefficient de condition, index pondéral, index de condition, condition d'embonpoint ou indice de nutrition) est faite à partir d'une relation poids-longueur ; les poissons les plus lourds, dans un intervalle de taille considéré, sont supposés être en meilleure condition ; c'est un indicateur de la « fitness » de la population (**Bolger et Connolly, 1989**). Il est notamment plus faible après la reproduction.

Dans ce travail c'est le facteur de condition de **Fulton (1904)** qui a été retenu. où :

$$K = (W/L^3) * 100$$

K = facteur de condition

W = le poids du poisson éviscéré (g)

L = la longueur totale (g)

L'évolution mensuelle du coefficient de condition permet de déduire une stratégie dans l'utilisation des apports énergétiques. En effet, **K** est corrélé positivement à la densité de lipides.

Ces derniers étant utilisés durant les périodes de jeûne, de reproduction et de maturation (**Robinson et al., 2008**). **Hureau (1970)** précise que des nombreux facteurs agissent sur le coefficient de condition, tels que l'état de maturité sexuelle, la saison, le milieu, le sexe, l'âge et naturellement l'espèce. Nous avons exploité ce coefficient pour confirmer justement la période de reproduction.

2.8. Taille à la première maturité sexuelle

La taille à la maturité sexuelle est un paramètre essentiel en dynamique des populations, car il permet de connaître la contribution des poissons de petite taille au phénomène de reproduction. Aussi, pour l'exploitation rationnelle d'un stock ichthyologique, elle constitue la taille minimale de capture. Cette taille coïncide avec le passage du stade juvénile (immature) au stade adulte, caractérisé par la capacité de participer à la reproduction.

La maturité sexuelle d'un poisson est déterminée par l'âge. Néanmoins, il semble y avoir une certaine plasticité de l'âge et de la taille à la maturité sexuelle en réponse aux conditions environnementales, et en particulier à la disponibilité en nourriture. Il a été établi qu'une croissance rapide favorise une maturation plus précoce à la fois en termes de taille et d'âge (**Taranger et al., 2010**).

La définition de la taille à la première maturité sexuelle diffère selon les auteurs et les définitions suivantes en sont données :

- Longueur de la plus petite femelle mature observée. Cette taille dépend du nombre d'individus échantillonnés, de la sélectivité de l'engin utilisé, de l'époque et de la durée d'échantillonnage ;
- La taille au-dessus de laquelle tous les individus sont matures ou en voie de maturation ;
- La taille à laquelle 50% des individus sont matures ou en voie de maturation

La détermination de la taille à la première maturité sexuelle, consiste à établir une courbe exprimant l'évolution du pourcentage d'individus mûres à partir du stade III en fonction de la taille. A partir de cette courbe, on déduit la taille à la première maturité sexuelle pour laquelle 50% des individus deviennent aptes à se reproduire.

III- Résultats

Sur la base de données recueillies durant 15 mois d'observations (Février 2012–Avril 2013) portant sur un échantillon de 860 individus dont 540 femelles et 320 mâles. les sexe indéterminé n'ont pas été pris en considération, l'analyse des différents paramètres cités ci-dessus (à savoir sex ratio, RGS, RHS, et k) nous ont permis de dégager les grands traits de la reproduction du *Mugil cephalus*.

1- Sex- ratio

La sex-ratio a été calculée à partir d'individus de sexe connu, car chez *Mugil cephalus*, les individus mâles et femelles ne peuvent être distingués morphologiquement. D'autre part, les gonades mâles et les gonades femelles ne se distinguent qu'à partir d'une certaine taille et la dissection de la région abdominale est nécessaire.

Dans notre travail, nous avons étudié pour l'ensemble de nos données:

- Le sex-ratio globale,
- Le sex-ratio en fonction de la taille,
- Le sex-ratio en fonction des saisons.

1.1- Sex- ratio global

Sur une récolte de 860 espèces de mullet

Le sexe de chaque individu a été déterminé. Le taux de féminité total est de 62.79%; les femelles sont significativement plus nombreuses que les mâles, avec un pourcentage de 37.21% (Tab.2) est de l'ordre de 1 :1,68 en faveur des femelles.

Le sex-ratio global comparé à un sex-ratio équilibré montre une différence significative en faveur des femelles (test de chi-deux au seuil de 95 %) Le test de dérivé de Chi-deux Z a montré que la différence entre les mâles et les femelles est significatif au seuil de 5 % ($p < 0.001$). Nos résultats sont en accord avec les différents travaux effectués sur *M. cephalus*. Un sex-ratio déséquilibrée chez les mullets a été observée par plusieurs auteurs. Certains ont montré une dominance des femelles par rapport aux mâles, comme dans le cas de la population de Merja Zerga (Dantec, 1955 ; Ezzat, 1964 ; Landret, 1974 ; Brulhet, 1975 ; Brusle et Brusle, 1977 ; Brusle, 1981).

Tab. 2: Pourcentage des sexes du *M. cephalus* (Linnée, 1758)
du littoral occidental algérien

Sexe	Effectif	Pourcentage
Femelles	540	62.79%
Mâles	320	37.21%
Total	860	100%

Nos résultats sont en accord avec les différents travaux effectués sur *M. cephalus*. Un sex-ratio déséquilibrée chez les muets a été observée par plusieurs auteurs. Certains ont montré une dominance des femelles par rapport aux mâles, comme dans le cas de la population de Merja Zerga (Dantec, 1955 ; Ezzat, 1964 ; Landret, 1974 ; Brulhet, 1975 ; Brusle et Brusle, 1977 ; Brusle, 1981).

La répartition globale des sexes, seule, ne fournit pas de renseignements sur ces variations en fonction des mois de prélèvements, et de leur taille; il est donc nécessaire de compléter cet aspect du travail par une étude du sex-ratio en fonction de ces paramètres.

1.2 - Sex-ratio en fonction de la taille

L'évolution du sex-ratio en fonction de la taille (Fig.10) montre que les individus de taille comprise entre 24 cm et 33 cm (LF) montre une égalité des proportions des deux sexes , pour les classes de taille de 36 cm (LF) sont exclusivement dominés par les mâles. A partir des tailles les plus grandes, on note un nombre assez élevé des males que chez les femelles.

Tab. 3 : Variation des sexes en fonction de la taille des muets (*M. cephalus*)
du littoral occidental algérien

CC	%Femelles	%Mâles	NB Total
24	50	50	10
27	90	10	0
30	50	50	40
33	50	50	20
36	42,55	75,44	94
39	80	20	50
42	26,31	73,68	38
45	99	10	10
48	26,31	73,68	38
51	32,25	67,74	10
53	0	10	10

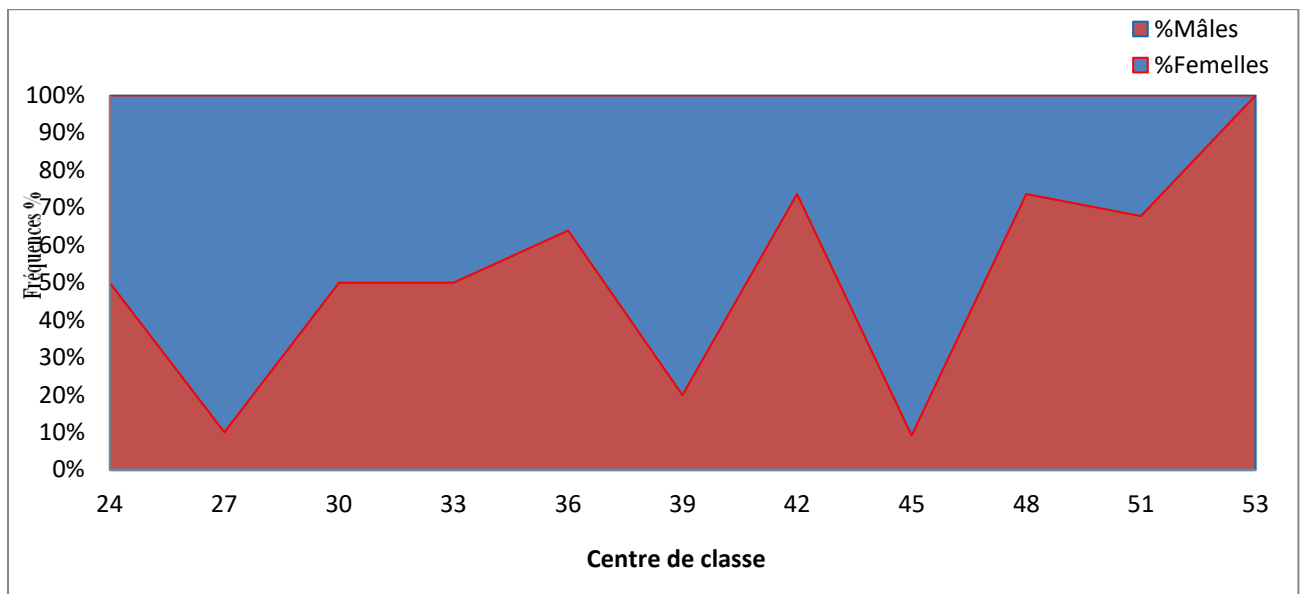


Fig. 10: Evolution du sex-ratio par classe de taille des *M. cephalus* du littoral nord occidental algérien

1.3. Sex-ratio en fonction des saisons

La figure 11 illustre graphiquement les distributions mensuelles des *M. cephalus* du littoral occidental algérien. Le taux des proportions des deux sexes n'est pas constant au cours de la vie de la plupart des individus étudiés.

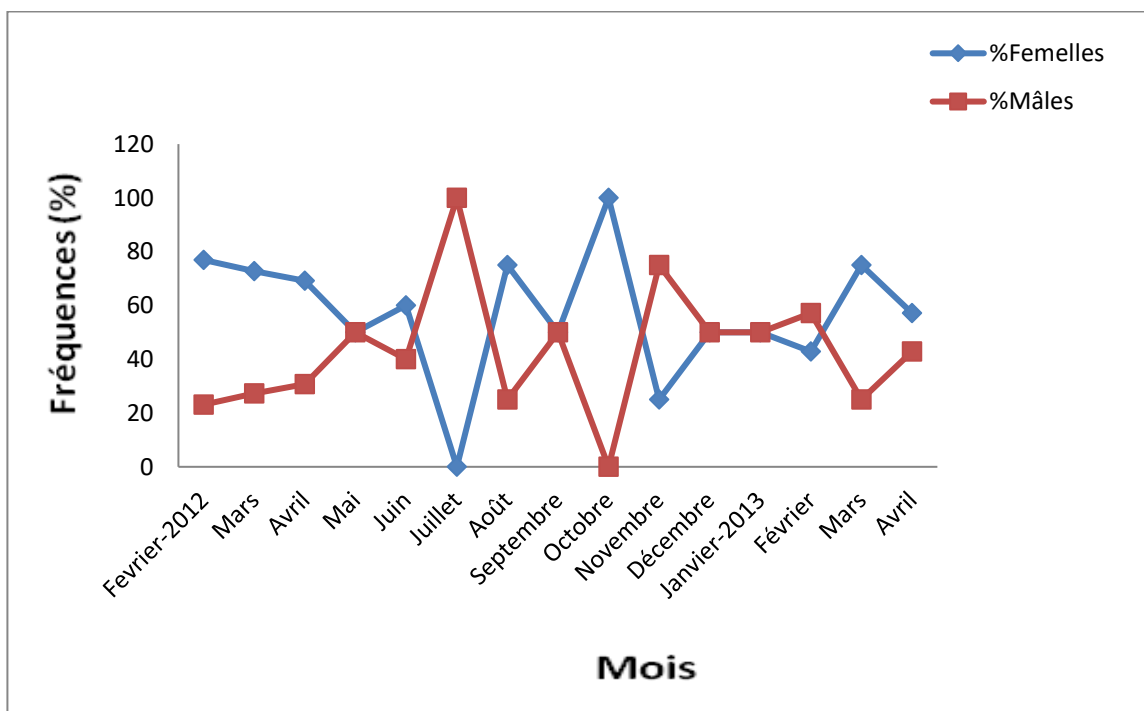
Le taux de féminité et de masculinité ont été calculés mensuellement de février 2012 jusqu'au avril 2013.

Le pourcentage des femelles reste assez dominant durant les cinq premiers mois respectivement 76.92%, 72.72%, 69.23%, 50%, 60% avant de diminuer complètement en mois de juillet 0% par contre les mâles atteints leur maximum dans ce mois-ci 100% (Tab.4).

Les femelles présentent les proportions dominantes, le taux de féminité a fluctué entre 25% jusqu'au 100%, laissant supposer que cette forte présence des femelles dans ces périodes de l'année ne peut se traduire que par des moments de ponte probables pour l'espèce.

Tab. 4 : Distribution mensuel des *M. cephalus* du littoral occidental algérien

Année	Mois	Femelles	Mâles	Total	%femelles	%mâles
2012	Février	100	30	130	76,92	23,07
	Mars	80	30	110	72,72	27,27
	Avril	90	40	130	69,23	30,76
	Mai	80	80	160	50	50
	Juin	30	20	50	60	40
	Juillet	0	10	10	0	100
	Août	30	10	40	75	25
	Septembre	10	10	20	50	50
	Octobre	20	0	20	100	0
	Novembre	10	30	40	25	75
	Décembre	10	10	20	50	50
2013	Janvier	10	10	20	50	50
	Février	30	40	70	42,85	57,14
	Mars	30	10	40	75	25
	Avril	40	30	70	57,14	42,85

**Fig. 11 :** Distribution mensuel des mullets du littoral occidental algérien

2- Calcul de la taille moyenne de la population du mulet mâle et femelle

Après avoir calculé la taille moyenne de la population de *M. cephalus* du littoral nord occidental algérien, nous pouvons avancer et dire qu'au cours de l'échantillonnage de l'année 2012 et 2013, la taille moyenne des femelles étant égale à 28.56 cm et celle des mâles est de 23.85 cm.

La valeur calculée de $\varepsilon=9,81$ est supérieure à la valeur 1,96 donnée par la table de l'écart réduite indique donc un résultat significatif, ce qui traduirait que les femelles sont en moyenne plus grandes que les mâles.

Tab. 5 : Différents des paramètres de taille des mâles et des femelles des *M. cephalus* (Linné, 1758).

Sexe	Femelle	Mâle
Effectif	540	320
$\bar{X}_{(cm)}$	28.56	23.85
$\sigma^2_{(cm^2)}$	81.43	27.89
ε	9.81	
Différence	Significatif	

3-Etude des stades de maturité sexuelle

Un cycle sexuel est le temps nécessaire à la transformation d'une gonie en gamète mûr (Le-Moigne, 1997). Cette transformation se retentit sur la morphologie et le poids des gonades.

3.1-Etude macroscopique des gonades de *M. cephalus*

En se basant sur l'aspect macroscopique des gonades, le sexe et le stade de maturité sexuelle ont été déterminés. Ainsi, III, IV et V stades de maturité sexuelle (Tab5 .) ont été définis selon une échelle utilisée chez les muges spécialement pour les *M. cephalus*(El Housni 1988).

Remarquons que l'échelle définie, basée sur des critères morphologiques, est moins précise que celle basée sur des critères histologiques. Cependant, elle présente l'avantage d'une détermination facile et rapide des différents stades de maturité.

Tab. 6 : Stades de maturité sexuelle chez les *M. cephalus* (El Housni, 1988)
du littoral occidental algérien

Stade	Etat	Description
Stade 1	Immature	Les testicules et les ovaires sont très fins et mesurent quelques millimètres de large. Ils sont transparents et disposés en forme de V dont la pointe se situe à l'extrémité postérieure de la cavité générale.
Stade 2	Immature	Les gonades mâles et femelles se présentent sous forme de fins filaments blanchâtres. Chacune est longée par un fin vaisseau sanguin nettement visible. La gonade ne dépasse pas le quart antérieur de la cavité abdominale.
Stade 3	Mature	C'est à partir de ce stade que l'on peut aisément faire la distinction, à l'oeil nu, entre les gonades mâles et femelles. Les testicules sont blancs à section aplatie et les ovaires ont une couleur rose claire à section ovale, les ovocytes ne sont pas encore visibles à l'oeil nu.
Stade 4	Mature	C'est la puberté, les gonades sont bien développées et occupent généralement une grande partie de la cavité abdominale.
Stade 5	Mature	Les gonades remplissent la majeure partie de la cavité générale. La moindre pression sur l'abdomen fait écouler la laitance chez les mâles et les ovocytes chez les femelles.
Stade 6	Mature	Ce stade suit la ponte, les gonades vides deviennent flasques. Après ce stade, les gonades reviennent au stade 4.

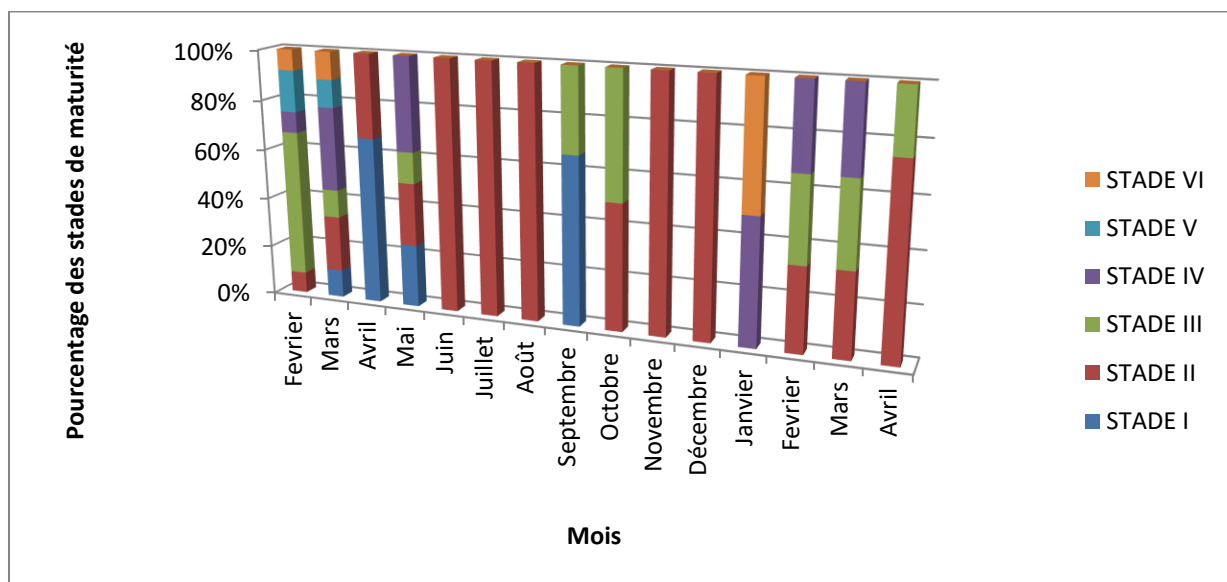


Fig. 12 : Evolution mensuelle des fréquences des différents stades de maturité sexuelle chez les femelles de *M. cephalus* (échelle macroscopique).

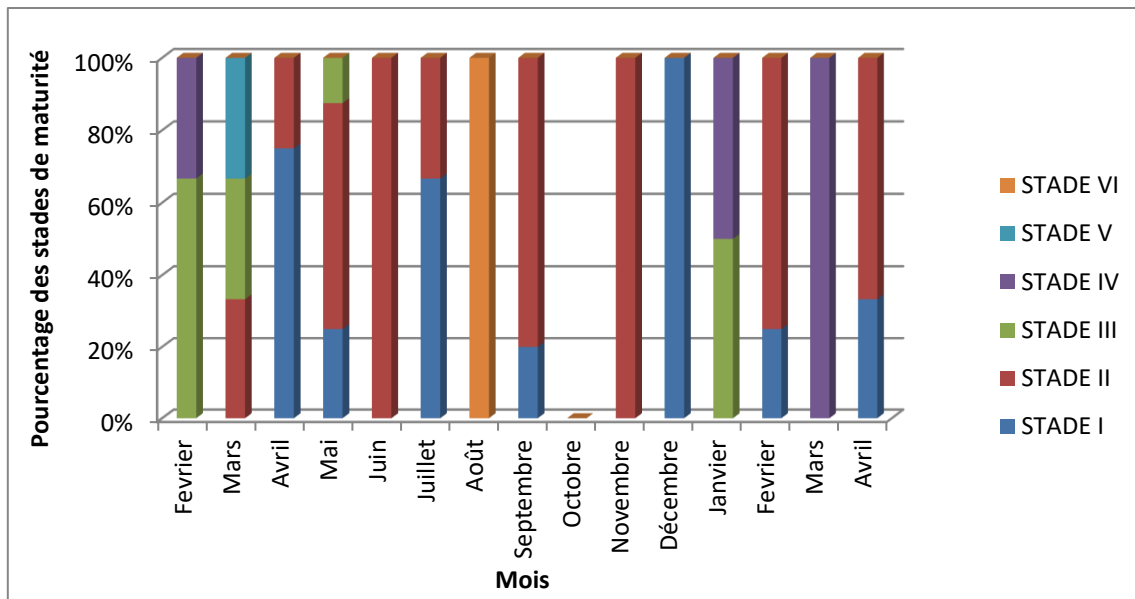


Fig. 13 : Evolution mensuelle des fréquences des différents stades de maturité sexuelle chez les mâles de *M. cephalus* (échelle macroscopique).

Des individus à tous les stades sexuel sont présents durant toute l'année avec cependant des fréquences variables. De haute fréquence des stades de maturité II et III chez les femelles ont été notés, contrairement aux individus mâles, les hautes fréquences les plus représentatifs se sont les stades I, II et III. Contrairement au stade de maturité V.

Cependant, le pourcentage d'individus du stade sexuel IV sont fortement présent du janvier 2013 jusqu'au mars 2013 chez les deux sexes.

Une forte présence de proportions des stades de maturité VI du mois janvier chez les femelles et en mois d'aout chez les mâles.

4. Rapport Gonado-Somatique (RGS)

4.1. Rapport Gonado-Somatique RGS des *M. cephalus* femelles

Les variations mensuelles des valeurs du RGS permettent de préciser la période de ponte et confirment, ainsi les observations macroscopiques.

Les valeurs moyennes du **RGS** des *M. cephalus* femelles calculées pour chaque échantillon sont reportées dans le tableau 7 et illustrées sur la figure 14.

L'évolution au cours du temps du Rapport Gonado-Somatique (**RGS**) a permis de mettre en évidence 4 modes principaux et intense du **RGS** : le premier en février 2012 (2.54), le second en mai (1,3) et le troisième en octobre (1,3), le quatrième en mars 2013 (1). Comme l'indique le tableau 7, nous avons une période de ponte maximale en hiver 2012 (1.9) en

automne 0.94 ainsi que en hiver de 2013(0.94) . La diminution du RGS qui suit les pics repérés est consécutive à la ponte. Après la dépose des ovocytes fécondés, il y a régression des gonades femelles.

Tab. 7 : Evolution mensuelle et saisonnier du Rapport Gonado-Somatique RGS de *M. cephalus* femelles du littoral occidental algérien

Année	Mois	RGS mensuel femelle	Saison	RGS Moyen
2012	Février	2,54	Hiver -2012	1,9
	Mars	1,3		
	Avril	0,39	Printemps	0.6
	Mai	0,7		
	Juin	0,65		
	Juillet	0,23	Eté	0.37
	Août	0,46		
	Septembre	0,44		
	Octobre	1,3	Automne	0.94
	Novembre	0,75		
Décembre	0,77			
2013	Janv.-13	0,85	Hiver -2013	0.94
	Févr.-13	0,98		
	Mars-13	1		
	Av.-13	0,63		

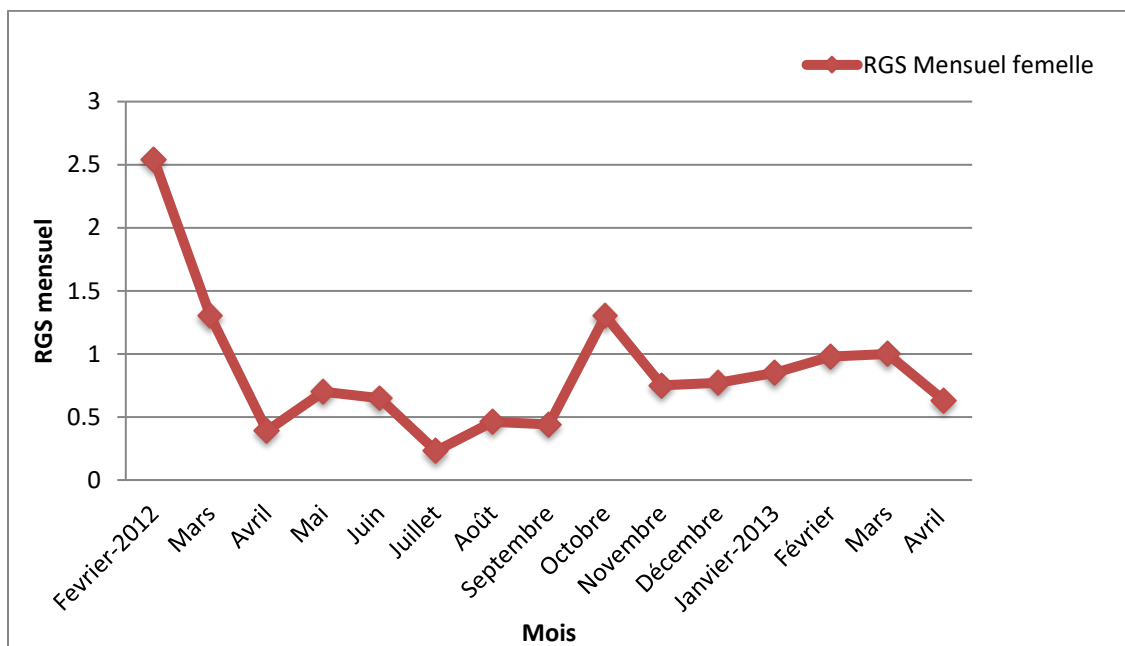


Fig. 14 : Evolution mensuelle et saisonnier du RGS des *M. cephalus* femelles du littoral occidental algérien

4.2- Rapport Gonado-Somatique-(RGS) des *M. cephalus* mâles

Le suivi mensuel des moyennes de RGS chez les *M. cephalus* mâles reportés sur la figure et tableau ci-dessous (Fig. 15, Tab. 8) montre quatre pics annuels qui correspondent à la période de ponte de l'espèce: en hiver et en été, alors qu'ils sont à leur minimum au automne.

Tab. 8: Evolution mensuelle et saisonnier du Rapport Gonado-Somatique RGS de *M. cephalus* mâles du littoral occidental algérien

Année	Mois	RGS mensuel mâle	Saison	RGS Moyen
2012	Février	1,94	Hiver -2012	1,71
	Mars	1,49		
	Avril	0,36	Printemps	0,36
	Mai	1		
	Juin	0,45		
	Juillet	0,4	Eté	0,88
	Août	0,34		
	Septembre	1,9		
	Octobre	0	Automne	0,25
	Novembre	0,44		
	Décembre	0,32		
Janvier	0,73			
2013	Février	0,56	Hiver -2013	0,645
	Mars	0,6		
	Avril	0,41		

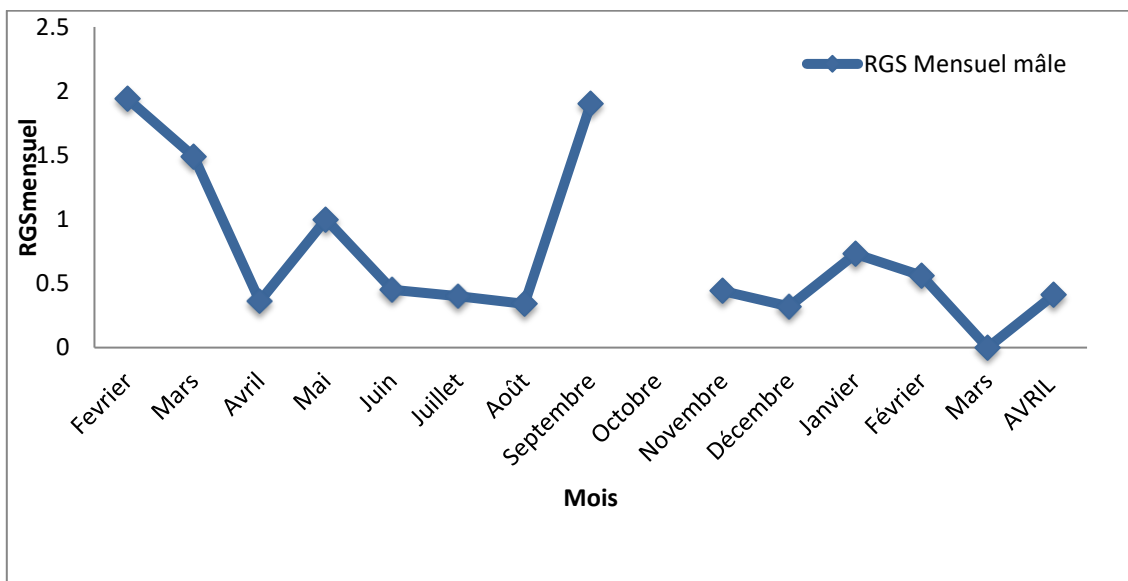


Fig.15 : Evolution mensuelle du RGS des *M. cephalus* mâles du littoral occidental algérien

5- Rapport Hépat-Somatique (RHS)

5.1. Rapport Hépat-Somatique (RHS) des *M. cephalus* femelles

Parallèlement au **RGS**, on a étudié le **RHS** puisque toute l'énergie nécessaire pour la maturité des gonades provient des réserves lipidiques stockées au niveau du foie.

Durant un cycle sexuel, les valeurs du **RHS** et **RGS** varient dans le même sens. Le **RHS** démontre une évolution similaire au **RGS** et indique sa consistance pour être utilisé comme paramètre pour étudier la reproduction chez les muges.

Les valeurs maximales du **RHS** sont enregistrées en période de ponte (février, juin, octobre et décembre) respectivement (3.47, 8. 5, 1.53, 2.3) chez *M. Cephalus* les valeurs minimales en période de repos sexuel (mars avril et novembre) respectivement (1.39,1.49 et 2.95) (**Fig. 16**).

Le RHS montre une évolution comparable à celle du **RGS** et indique aussi que la reproduction et pratiquement tout le long de l'année mais elle est fractionné (février , mai juin , septembre octobre , décembre, janvier) (Fig.16).

Tab. 9 : Evolution mensuelle et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique (RHS) de *M. cephalus* femelles du littoral occidental algérien

Année	Mois	RHS Mensuel femelle	Saison	RHS Moyen
2012	Février	3,47	Hiver	2,43
	Mars	1,39		
	Avril	1,49	Printemps	4,31
	Mai	2,95		
	Juin	0,85		
	Juillet	0,81	Eté	6,62
	Août	0,6		
	Septembre	0,89		
	Octobre	1,53	Automne	1,358
	Novembre	0,244		
	Décembre	2,3		
2013	Janvier	2,19	Hiver	1,79
	Février	1,81		
	Mars	1,39		
	Avril	1,38		

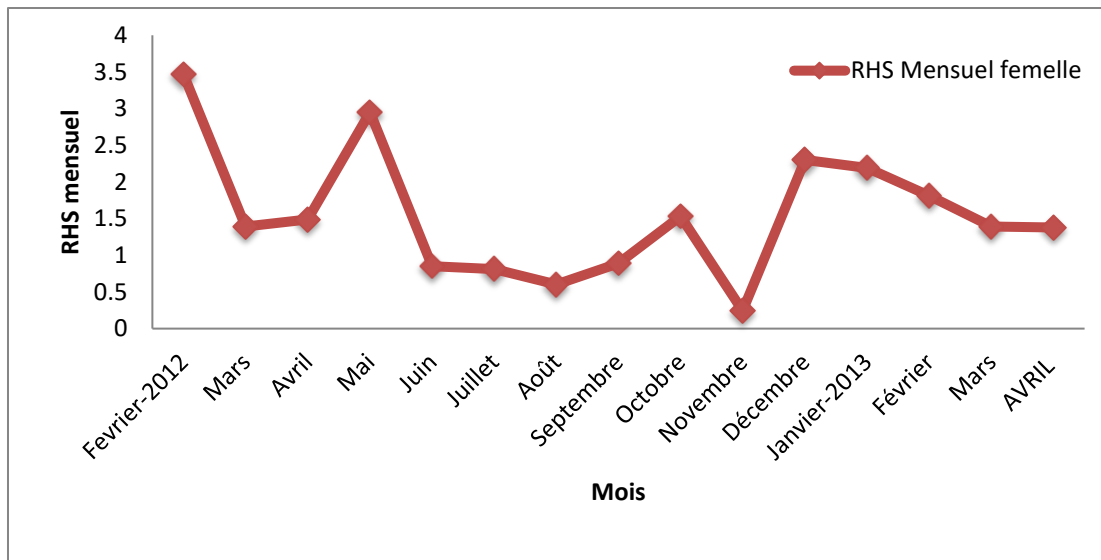


Fig.16: Evolution mensuelle du Rapport Hépat-Somatique (RHS) de *M. cephalus* femelles du littoral occidental algérien

5.2. Rapport Hépat-Somatique (RHS) des mâles

La figure 17 illustrant et le tableau 10, décrit l'évolution du RHS chez les *M. cephalus* mâles en fonction des mois. Le suivi de cet indice hépatique au cours de l'année 2012-2013 aussi, suit la même évolution que l'RGS avec des maxima en mois de juin (8.75), décembre (1.7) et février (1.94) ; ce qui reflète un métabolisme hépatique intense en période de reproduction.

Tab. 10 : Evolution mensuelle et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique (RHS) de *M. cephalus* mâles du littoral occidental algérien

Année	Mois	RHS Mensuel mâle	Saison	RHS Moyen
2012	Février	1,94	Hiver 2012	1,715
	Mars	1,49		
	Avril	1,25		
	Mai	1,71	Printemps	3,90
	Juin	1		
	Juillet	0,66	Eté	3,26
	Août	1,5		
	Septembre	1,3		
	Octobre	0		
	2013	Novembre	0,6	Automne
Décembre		1,7		
Janvier		0,68	Hiver 2013	1,36
Février		1,91		
Mars		1,5		
Avril	1,35			

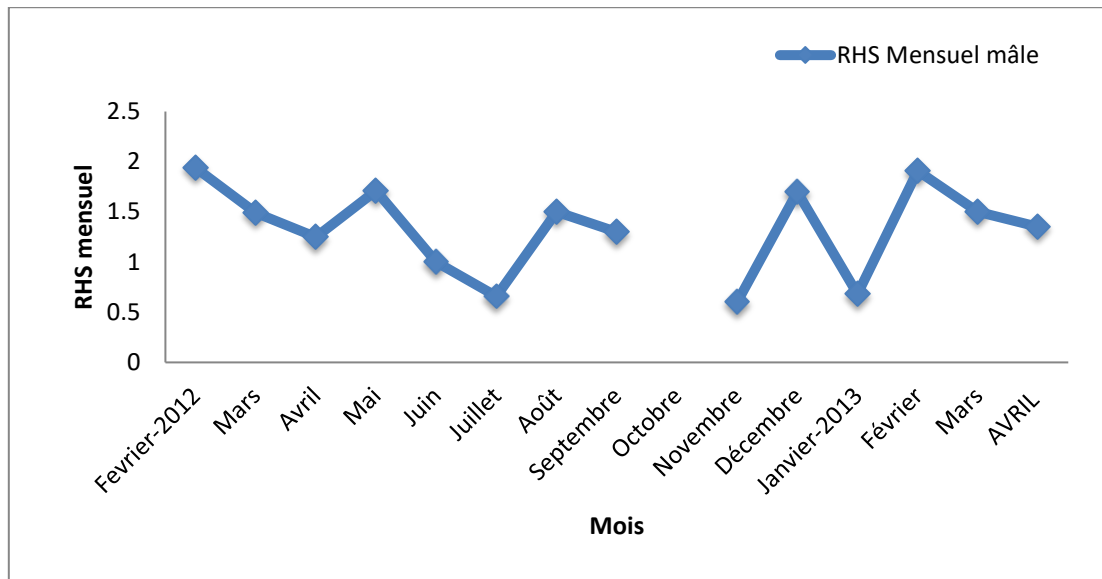


Fig.17 : Evolution mensuelle du Rapport Hépat-Somatique (RHS) de *M. cephalus* mâles du littoral occidental algérien

6 –Etude du facteur de condition

Le facteur de condition K est à peu près stable tout au long de l'année 2012-2013

(Fig. 18 et 19) pour les deux sexes. Cet indice morphométrique est légèrement stationnaire tout au long de l'année et notamment pendant la période de ponte.

Des augmentations qui coïncident avec la période de frai en Hiver -2013 = 0.84 chez les femelles et 0.86 chez les mâles) montrent un gain de poids durant le cycle sexuel dû au stockage intensif des lipides et des protéines.

Ce facteur ne tarde pas à décroître au-delà de cette période où le poisson reprend un poids normal en été et en automne.

Tab. 11: Indice pondéral K mensuel et saisonnier de *M. cephalus* femelles du littoral occidental algérien

Année	Mois	K Mensuel femelle	Saison	K Moyen
2012	Février	0.6	Hiver -2012	0.75
	Mars	0.84		
	Avril	0.82	Printemps	0.74
	Mai	0.63		
	Juin	0.79		
	Juillet	0.832	Eté	0.78
	Août	0.75		
	Septembre	0.76	Automne	0.70
	Octobre	0.65		
	Novembre	0.65		
Décembre	0.829			
2013	Janvier	0.856	Hiver 2013	0.84
	Février	0.788		
	Mars	0.9		
	Avril	0.99		

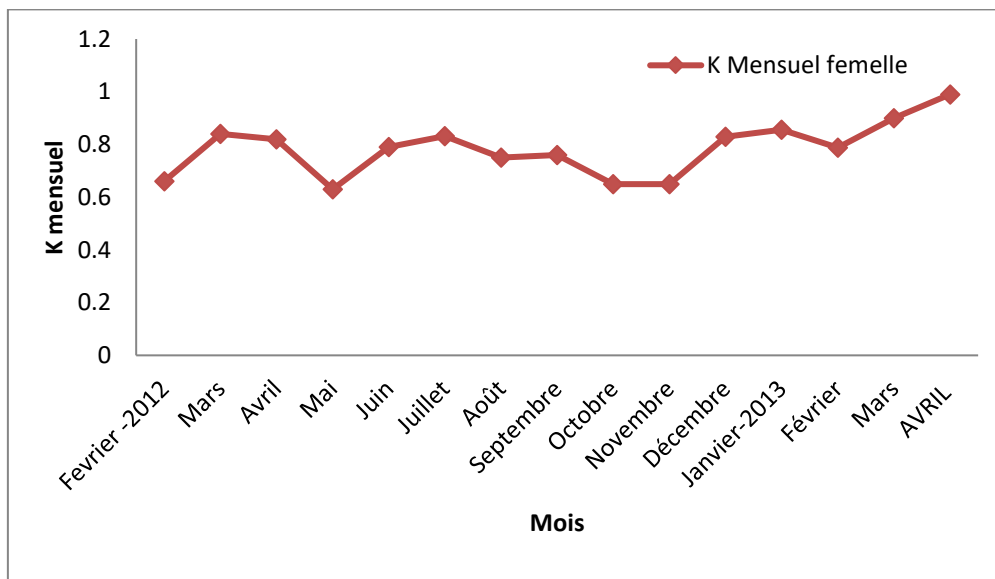


Fig. 18 : Evolution mensuelle du facteur de condition K de *M. cephalus* femelles du littoral occidental algérien.

Tab. 12: Indice pondéral K mensuel et saisonnier de *M. cephalus* mâles du littoral occidental algérien

Année	Mois	K Mensuel mâle	Saison	K Moyen
2012	Février	0,72	Hiver 2012	0,78
	Mars	0,84		
	Avril	0,73	Printemps	0,76
	Mai	0,79		
	Juin	0,77		
	Juillet	0,72	Eté	0,69
	Août	0,76		
	Septembre	0,59		
	Octobre	0,7	Automne	0,70
	Novembre	0,71		
Décembre	0,7			
2013	Janvier	0,94	Hiver	0,86
	Février	0,84		
	Mars	0,8		
	AVRIL	0,76		

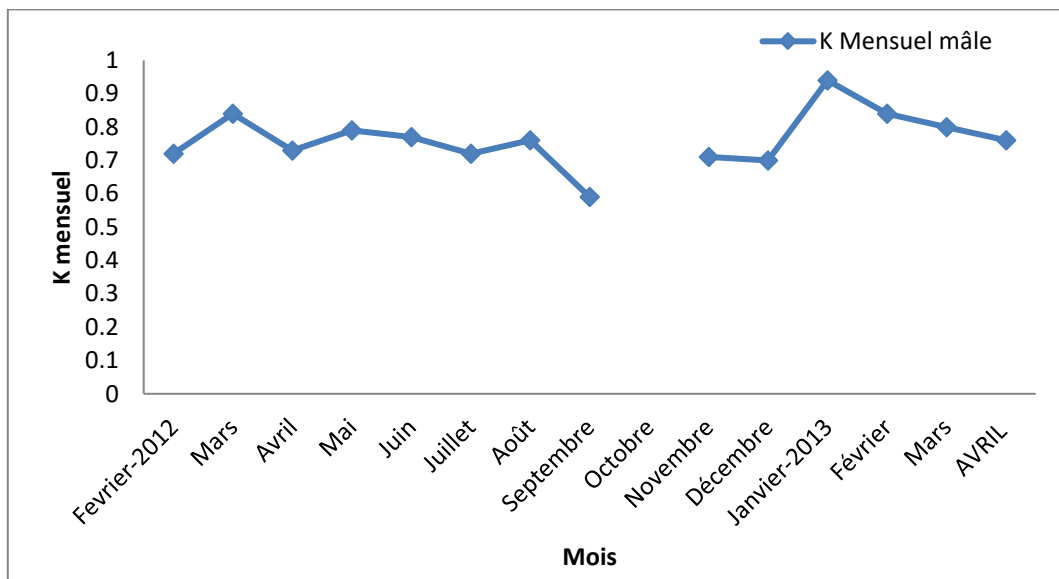


Fig. 19: Evolution mensuelle du facteur de condition K de *M. cephalus* mâles du littoral occidental algérien.

7- Taille à la première maturité sexuelle

L'estimation du L50 pour les femelles et les mâles du *Mugil cephalus* (Linnée, 1758), en utilisant la méthode : macroscopique.

Le pourcentage d'individus matures et immatures durant la période de ponte, au moment où les gonades sont à leurs développements maximum, montre que le mullet femelle de notre littoral oranais à participer à la reproduction à une taille de 26.25 cm, contre 26 cm pour les mâles (Fig. 20 et 21). Nous signalons un écart de 0.5 cm entre les deux sexes mettant en lumière une précocité des femelles par rapport aux mâles.

Les pourcentages calculés pour les deux sexes, augmentent progressivement à partir de 25 cm et atteignent le maximum (100 %) à des tailles supérieures à 50 cm. Chez les mâles, ces pourcentages évoluent à partir de 26 cm et au-delà de 53.5, ils présentent 100 % de maturité sexuelle. Les résultats obtenus, montrent donc que les mâles sont pubères plus tôt que les femelles.

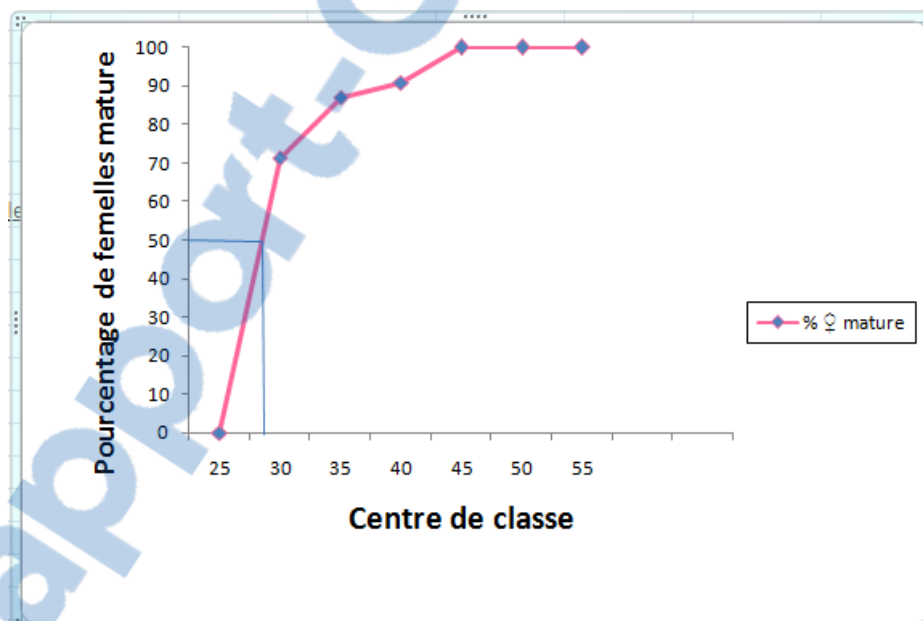


Fig. 20 : Détermination de la taille de première maturité sexuelle des *M. cephalus* femelles du littoral occidental algérien

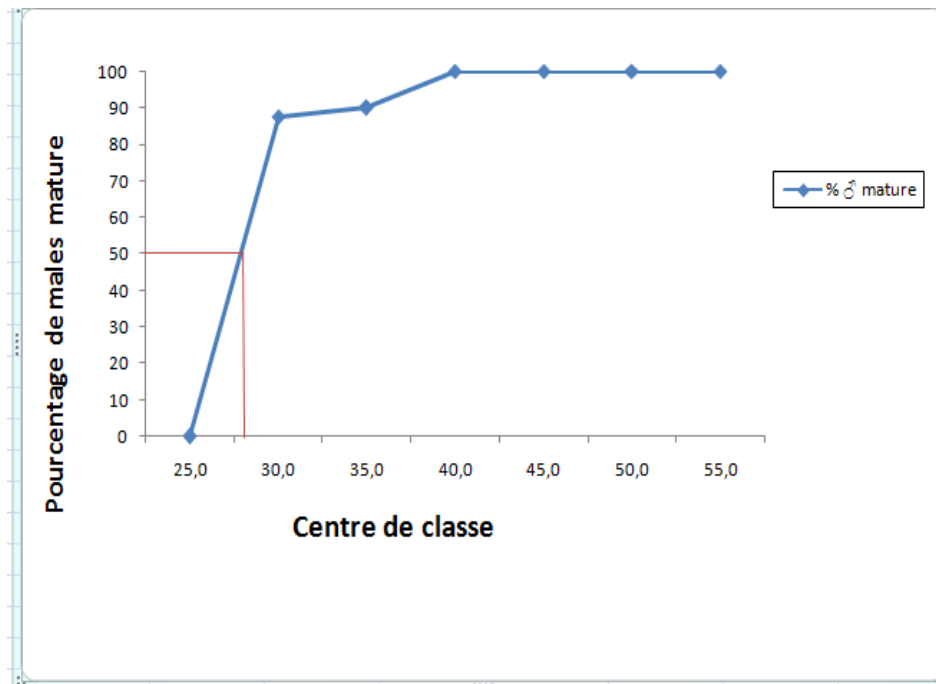


Fig. 21: Détermination de la taille de première maturité sexuelle des *M. cephalus* mâles du littoral occidental algérien.

III. Discussion

L'étude de la biologie de la reproduction de *Mugil cephalus* débarqués par les pêcheurs artisans au littoral nord occidental algérien a donné un sex-ratio en faveur des femelles que les mâles, quelle que soit la période de l'année et la taille des individus capturés, ce déséquilibre chez les muges a été observée par plusieurs auteurs (**Le Dantec 1955, Ezzat 1964 ; Landret 1974 ; Brulhet 1975 ; Brusle et Brusle, 1977 ; Brusle 1981, Ameer B, 2003**).

Cette prédominance de l'un des sexes est un phénomène relativement fréquent chez de nombreuses espèces de poissons. Chez les téléostéens en général, les mâles sont prédominants en période de reproduction alors qu'en période de repos sexuel ce sont les femelles qui sont prédominantes, (**Santos et al, 2007 ; Sylla et al. 2009**). Cette hypothèse n'est pas confirmée par avec nos résultats.

Fryer et Iles (1972) expliquent que le sex-ratio est en faveur des mâles parce que leur croissance est plus rapide que celle des femelles. Pour ces auteurs, la variation saisonnière de la sex-ratio pourrait être due au fait qu'une fois la fertilisation des œufs achevée, les mâles émigrent probablement des frayères vers les zones d'alimentation peu protégées où ils sont plus facilement capturés. En revanche, les femelles migrent vers les secteurs rocheux pour éviter leurs prédateurs (y compris l'homme).

Pour expliquer ce déséquilibre du sex-ratio, plusieurs hypothèses ont été proposées par **J. Brusle et Brusle (1977)** : (1) une ségrégation des sexes selon les saisons, les poissons se déplaçant par bancs séparés ; (2) une répartition différentielle selon la taille et l'âge ; (3) une mortalité naturelle sélective ; (4) une activité migratoire différente ; (5) une sélectivité des engins de pêche, qui captureraient un groupe plus qu'un autre.

A l'échelle macroscopique, différentes observations de l'organe sexuel ont permis de définir six stades de maturité pour les deux sexes. Des espèces immatures et matures ont été trouvées tout au long de l'année d'échantillonnages. Similaire aux résultats signalés par **McDonough et Wenner (2003)** sur le *Mugil cephalus*.

De nombre élevé d'individus au stade I, II, III, de maturation sexuelle par rapport au nombre d'individus au stade IV et VI et l'absence d'individus au stade V.

Généralement Les muges qui atteignent la maturité sexuelle vers 3-4 ans se rassemblent loin des côtes en grand banc pour frayer. Cela permettent de suggérer que *Mugil cephalus* réalise de ponte en mer (**Albaret et Legendre, 1985 ; Ameur, 1994 ; Matthieu et Mohamed, 2002 ; Ameur et al., 2003 ; Mohamed, 2004**).

Ameur et al., (2003) explique que la salinité joue un rôle prépondérant dans le processus de reproduction de *Mugil cephalus*. Elle serait le facteur primordial de la migration en mer car son augmentation favoriserait l'adaptation physiologique, liée à l'osmorégulation qui s'opère pendant le changement du milieu (**Mohamed, 2004 ; Ameur et al., 2003 ; Cardona, 2006**). Par ailleurs, **Ameur et al. (2003)** ont montré que d'autres facteurs comme la température et la photopériode bien n'intervenant pas de façon directe dans le déclenchement de la période de ponte, seraient des facteurs permissifs. En effet, l'action de la température favoriserait l'augmentation de l'activité métabolique requise pour la maturation des gamètes et les transformations physiologiques qui accompagnent cette maturation (**Ameur, 1994 ; Djadji et al., 2013**).

Au cours du cycle sexuel, les variations pondérales des gonades mâles et femelles sont synchrones. Les pourcentages du RGS des femelles sont plus importants que ceux des mâles en raison de la grande taille des ovaires. Le RGS est un véritable coefficient de maturation des gonades. Son augmentation coïncide avec une gamétogenèse alors que sa diminution indique une ponte active (**Lahaye, 1972**). Le suivi des variations saisonnières du RGS nous a permis de connaître les périodes d'activité sexuelle chez les muges ainsi les périodes de reproduction. En effet L'évolution du rapport gonado- somatique est couplée aux variations des stades macroscopiques de maturation sexuelle montrent que la période de ponte est étalée sur plusieurs périodes dans la même année avec des pics plus marqué en février, octobre,,

janvier 2013 chez les femelles. Ainsi que en février et septembre chez les mâles (Tab. 7 et 8, Fig.14 et 15).

L'analyse de l'évolution saisonnière de l'RGS suggère que *M. cephalus* se reproduit dans notre région de février jusqu' au avril et d'octobre a novembre, chez les femelles, pour les mâles de février jusqu'au avril et de septembre à novembre.

Les mâles de *Mugil cephalus* atteignent la maturité sexuelle plus précocement que les femelles. Cela paraît être le cas général chez les Mugilidae (**Albaret et Légendre, 1985 ; Ameur et al., 2003 ; Mohamed 2004**). Cette précocité est liée au taux de croissance différentielle entre les mâles et femelles (**Abou Seedo et Dadzie, 2004**).

Des résultats similaires ont été rapportés chez d'autres espèces de Mugilidae comme *Liza ramada*(**Ergene, 1998**) ; *Liza aurata* (**Ilkyaz et al., 2005**) et *Liza saliens* (**Katselis et al., 2002; Patimar, 2008**). Les gonades du *Mugil cephalus* acquièrent progressivement leur maturité. Les poissons s'alimentent activement et stockent des réserves énergétiques au niveau du foie et du muscle.

Dans cette étude, des individus matures ont été recueillis en octobre et en décembre, mais comme les poissons migrent au large pour pondre, il était difficile de ramasser des poissons mâles matures sur la côte en octobre, pendant la période de frai présumée.

Des saisons de frai similaires à la présente étude ont été trouvées dans le golf d'Annaba par **Saoudi et Aoun (2014)**. Cependant, dans d'autres parties du monde, la ponte de *M. cephalus* se produit dans la même période trouvés par **Espino-Barr et al., 2016** dans la Côte centrale du Pacifique du Mexique , comme c'est le cas de la baie du Delaware (**Scotton et al., 1973**), des estuaires du Natal en Afrique du Sud **Marais JFK (1976)** et de Primorye, en Russie (**Novikov et al., 2002**). Dans d'autres régions, la reproduction maximale de *M. cephalus* à lieu pendant l'été et le début de l'hiver, comme c'est le cas en France (**Keith et Allardi, 2001**) et dans l'île de Minorque, en Espagne (**Cardona, 2000**). La ponte de *M. cephalus* peut aussi se produire au printemps et en été, comme c'est le cas de la côte est et ouest de l'Australie (Tab 14.)

La comparaison des courbes de variations mensuelles du **RGS** et du **RHS** permet de constater que les deux rapports évoluent de façon synchrone. Le maximum du RGS coïncide avec celui du RHS. L'augmentation du poids du foie apparaît bien liée à l'accroissement de l'activité génitale. Les valeurs en RHS maximales atteintes en février, mai et octobre et décembre, chez les femelles et en février, septembre et janvier chez les mâles (Tab. 9et10, Fig .16 et 17). En revanche, l'RHS est à son plus bas niveau en juillet et novembre chez les femelles et en aout et novembre chez les mâles. Ce résultat s'explique par le fait que *M.cephalus* un

poisson semi-gras. Il stocke les réserves d'énergie essentiellement dans les muscles, dans les mésentères périviscéraux et sous la peau. Ces réserves passent ensuite dans le foie et dans les gonades pour assurer les besoins énergétiques en période de reproduction d'où la faible valeur du facteur de condition pendant la période de reproduction (**Djadji et al., 2013**)

Les courbes de variation mensuelle du facteur de condition ont une évolution similaire chez les deux sexes (Fig. 18,19). Les valeurs maximales de K pour les femelles et les mâles sont observés aux mois mars et janvier et les valeurs minimales sont enregistrées en février, novembre (Tab.11, 12 et Fig18, 19). Nos résultats s'accordent avec celle de **Djadji et al., 2013**.

Concernant la taille de première maturité (L_{50}), Nous retrouvons pratiquement presque de mêmes chiffres chez d'autre sauteurs et d'autre non (Tab.13), et nous pouvons aussi rajouter que la taille à la première maturité sexuelle est relativement variable suivant la zone géographique (**Cartes et al,1993**).

La première maturité sexuelle présente un petit décalage entre les deux sexes. En effet, les femelles atteindraient leur taille de première maturité sexuelle plus tardivement que les mâles. Nos résultats sont reelement proche de celles de **Arnold and Thompson, 1958 ;Oren ,1981 ; Ibáñez et Gallardo, 2004**).

D'autres travaux sur la taille de la première maturité sexuelle chez les populations du *Mugil cephalus* de différentes régions vont dans le même sens que nos résultats sont résumés dans le tableau 13.

Il ressort de tous ces résultats obtenus que la maturité sexuelle du mulot est presque similaire chez les deux sexes. Par contre, il est bien évident que la taille de la première maturité sexuelle de la population de la Méditerranée est différente à celles trouvées dans d'autres régions du monde.

Tab. 13 : Taille à la première maturité sexuelle chez *Mugil cephalus* dans différentes régions.

Régions	Taille de première maturité L ₅₀ (cm)		Auteurs
	Mâles	Femelles	
Florida (E), USA	30.36	30.36	Jacot (1920)
Méditerranée (mer de Marmara)	40LT	41LT	Erman (1959)
Méditerranée (Tunisie)	36 LT	41 LT	Brusle (1981)
Côte atlantique africaine (Sénégal)	28 LT	35 LT	Landret (1974)
Méditerranée (Tunisie)	30 LT	40 LT	Brusle et Brusle (1977)
Florida, USA	33 LT	35.6 LT	Hubbs (1921)
Golfe du Mexique	24 LT	25.8 LT	Arnold etThompson (1958)
Texas, USA	20-35.30 LT	25-35 LT	Oren (1981)
Florida (W), USA	23-29 LT	24-31 LT	Oren (1981)
Florida (E), USA	23.60 LT	25 LT	Oren (1981)
Golfe du Mexique	28 LT	29 LT	Ibáñez-Aguirre and Gallardo-Cabello (2004)
Côte Atlantique (Maroc)	37 LF		Ameur et al (2003)
Banc d'Arguin (Mauritanie)	52 LF		Vall (2004)
Côte Nord (Sénégal)	39 LF	42 LF	Ndour (2013)
Nord-est de l'Algérie (Annaba)	30 LT	34 LT	Saoudi (2014)
Pacifique central mexicain	30-34 LT	30-35 LT	Espino-Barr (2016)
<i>Littoral occidental algérien</i>	25.6 LT	25 LT	<i>Présent travail</i>

La ponte multiple est considérée comme une stratégie de reproduction typique des poissons tropicaux et subtropicaux, probablement pour prendre avantage des facteurs environnementaux favorables pour la survie et le recrutement des larves (Burt et al., 1988).

Encore, d'autres auteurs mettent en évidence cette relation entre la période de reproduction et la température des eaux, pour une même espèce. Thomson (1963) met en évidence une relation entre les tailles de première maturité sexuelle de *M. cephalus* de diverses origines et la température des eaux correspondantes. Yashouv et Samsonov (1970) indiquent qu'en laboratoire il y a arrêt du développement des gonades chez *M. cephalus* si la température descend respectivement au-dessous de 22° C ou de 18° C.

La ponte bis annuelle de ce muge est sans doute influencé par le courant algérien très riche en nutriments et en plancton et sa température.

Cependant, dans d'autres régions du monde, la ponte de *M. cephalus* se produit principalement pendant l'été, comme c'est le cas de la baie du Delaware **Scotton (1973)**, Natal les estuaires d'Afrique du Sud **Marais (1976)** et Primorye, Russie **Novikov (2002)**. Dans d'autres régions la reproduction maximale de *M. cephalus* a lieu pendant l'été et début de l'hiver, comme en France Keith and Allardi (2001) et dans l'archipel des Baléares Minorque, Espagne **Cardona (2000)**. La ponte de *M. cephalus* peut également se produire pendant printemps et été comme c'est le cas de la côte est et ouest de l'Australie **Kailola(1993)**.

En Algérie, **Saoudi et Aoun (2014)** ont remarqué que le suivi de la maturité sexuelle du Mulet *M. cephalus*, capturé en 2014 dans la région de Annaba Algérie, lui ont permis de conclure la présence de femelles et de mâles en ponte en même saison que celle trouvée par notre étude (Tab. 14).

Tab. 14 : Synthèse des périodes de ponte du *Mugil cephalus* selon différents auteurs et selon les différentes régions dans le monde

Pays	Localité	Période de reproduction												Auteurs	
		Fév.	Mar	Avr	Mai	Jui	Jul	Aot	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan		
Australie	côte Est														Kailola (1993)
Australie	côte West														Kailola (1993)
Afrique du Sud	Estuaires du Natal														Marais (1976)
Russie	Primorye														Novikov (2002)
France	France														Keith and Allardi (2001)
Espagne	Minorque (Archipel des Baléares)														Cardona (2000)
Inde	Sud-Ouest Bengale														Jeyaseelan (1998)
Taiwan	côtes Nord-Est														Hsu (2007)
Taiwan	Côte ouest														Shung (1977)]
Hawaii	Hawaii														Honebrink (1990)
USA	Caroline du Nord														Scotton (1973)
USA	Baie de Delaware														Scotton (1973)

Mexique	Tamiahua Lagoon, Veracruz														Ibáñez-Aguirre and Gallardo-Cabello (2004)
Méditerranée	Mer de Marmara Turquie														Erman (1959)
Mer Caspienne															Avanesov (1972)
Maroc	Côte atlantique														B.AMEUR (2003)
Egypte	Méditerranée														Faouzi (1938)
Tunisie	Méditerranée														Brusle et Brusle (1977)
Mexique	Nord-Ouest du golfe														Ibáñez et al (2004)
Algérie	Annaba														Saoudi (2014)
Mexique	Pacifique central														Espino-Barr (2016)
Algérie	littoral occidental														Présent travail

IV. Conclusion

Enfin, nous pouvons conclure que les résultats de notre étude suggèrent que les diverses caractéristiques décrivant les aspects de la biologie de la reproduction du *Mugil cephalus* dans les eaux algériennes ne diffèrent pas de manière significative des autres secteurs méditerranéens, et même pas de grande différence par rapport à d'autres régions du monde. Deux périodes de ponte ont été mises en évidence chez *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien. Le calcul de la taille moyenne de la population du mullet au cours de notre échantillonnage, permet d'avancer que les femelles sont, en moyenne plus grandes (28,56 cm) que les mâles (23,85 cm). Les tailles de première maturité sexuelle (L_{50}) sont différentes selon les sexes, mais pas ne révèle pas de différence significative entre eux. Elle a été estimée à 26.5 cm chez les mâles et à 26 cm chez les femelles. La maturité sexuelle intervient plutôt chez les mâles.

Troisième chapitre

Etude de L'âge et de la croissance du Mugil cephalus

I. Introduction

Les études d'âge et de croissance sont fondamentales pour connaître la chronologie des différentes phases du cycle de vie d'une espèce. Pour les premiers stades de vie, les informations obtenues peuvent aider à comprendre les facteurs qui déterminent le succès du recrutement. Pour les adultes, elles sont utilisées pour comprendre les événements vitaux comme l'âge à la première maturité, mais aussi pour déterminer l'effet de la pêche sur les stocks, améliorer leur gestion et optimiser l'effort de capture pour espérer une production maximale équilibrée (Jones, 1992).

Deux méthodes sont utilisées dans cette partie pour estimer l'âge des mullets : (i) les méthodes statistiques, qui à partir des mesures de la taille individuelle, permettent de déterminer le taux de croissance en fonction des progressions modales au cours du temps ; (ii) la méthode directe, une méthode individuelles qui estiment l'âge de chaque individu par l'interprétation des marques de croissance présentes dans les pièces calcifiées.

Les méthodes statistiques requièrent une distribution gaussienne des variables mesurées, pour les individus nés à la même époque. Dans les régions tropicales les pontes sont souvent étalées dans le temps et il est donc difficile de suivre les cohortes, ce qui fait que ces méthodes sont donc moins adaptées pour l'étude des espèces à pontes sériées.

L'estimation de l'âge par la scalimétrie se fait à partir de l'observation et du dénombrement des marques de croissance saisonnières sur les écailles ; leur préparation est très simple, ce qui est un avantage. La méthode comporte quelques inconvénients : la mise en place des écailles ne se fait pas immédiatement à l'éclosion ; les écailles arrachées régénèrent et sont inutilisables, en raison de l'absence de marques de croissance dans la région régénérée (Meunier, 1988).

En otolithométrie ce sont les marques de croissance des otolithes qui sont comptées et interprétées. Elles sont couramment utilisées pour estimer l'âge des poissons depuis 1899 quand Reibisch a observé que des anneaux se formaient dans les otolithes.

L'objectif de cette partie est la détermination de la structure de taille de la population, sa croissance, son âge, ainsi que la relation taille poids de l'espèce *M. cephalus*, au niveau de la zone d'étude et établissant une base de données spécifiquement pour notre zone d'étude, ces paramètres de croissance constituent une donnée indispensable pour une bonne compréhension de la biologie générale des populations de *M. cephalus* (Daget et Le Guen, 1975a, 1975b; Laurec et Le Guen, 1981; Meunier, 1988).

II. Méthodologie

1. La méthode indirecte

1.1. Croissance linéaire

1.1.1 Généralités et rappels sur le principe de base

L'étude de la croissance chez les poissons marins tropicaux est une entreprise délicate en halieutique. Pour parvenir à ses fins, chaque biologiste des pêches essaye toujours de trouver la méthode qui s'adapte le mieux au cas qui l'intéresse ; cela aussi bien pour l'obtention des données de base, c'est à dire les données taille-âge, que pour le choix du modèle décrivant la relation entre ces deux variables. De plus, même avec l'aide des techniques les plus récentes, un facteur reste toujours difficile à appréhender sous les tropiques. Il s'agit du facteur temps, c'est à dire la détermination de l'âge exact des organismes qui est souvent peu sûre, assez approximative et même voir impossible dans certains cas.

- **Les données taille – âge**

Détermination directe de l'âge. Le principe général est la lecture des marques qui se forment sur les structures dures (écailles, otolithes, épines et autres pièces squelettiques). Ces marques se répartissent en deux catégories : (i) celles à période longue, de l'ordre de plusieurs mois, de la saison ou de l'année, (ii) et celles à période courte, de l'ordre de la journée. Dans tous les cas, chez les poissons tropicaux, la lecture et, plus encore, l'interprétation de ces marques est malaisée. Les réussites ne sont jamais totales et de toute façon les résultats sont rarement applicables en routine sur des tailles non échantillonnées.

- Marquages. Ils peuvent donner de bons résultats lorsque l'espèce et son environnement s'y prêtent. Toutefois, il existe toujours une incertitude qui subsiste sur la croissance et qui est liée à l'effet du stress provoquée par la pose de la marque.

- Analyse des structures des tailles. Elle est toujours délicate. Même avec l'aide des techniques statistiques les plus élaborées, l'analyse visant à la séparation des différentes composantes d'une distribution de taille est souvent faite avec une interprétation plus ou moins subjective. Pour cette raison, l'emploi des méthodes d'analyse des tailles a été souvent discuté. Cependant, ces méthodes restent, malgré tout, les plus employées sur les poissons tropicaux, d'une part parce qu'elles constituent souvent le seul recours, d'autre part parce qu'elles sont les plus faciles à mettre en œuvre.

• Principe de base de l'équation de croissance de Von Bertalanffy

Il existe plusieurs modèles mathématiques pour exprimer la croissance au niveau des poissons. Une revue détaillée en a été faite par **Beverton et Holt (1957)**, **Ursin (1967)**, **Ricker (1980)**, **Gulland (1983)**, **Pauly (1984)**, **Sparre et Venema (1996)** et **Pauly et Moreau (1997)**. Le modèle le plus utilisé reste celui de **Von Bertalanffy (1938)**. Partant des observations physiologiques, **Von Bertalanffy (1951, dans Pauly et Moreau, 1997)** montre que la croissance pondérale des poissons est le résultat de deux processus antagonistes:

- l'anabolisme ou processus de synthèse, dont le taux, proportionnel aux surfaces absorbantes, tend à augmenter le poids.

- le catabolisme ou processus de dégradation, dont le taux, proportionnel au poids, tend à diminuer ce dernier. Ces deux processus interviennent continuellement et simultanément pendant toute l'existence de l'animal ; la différence entre eux à un instant quelconque définit le taux de variation de poids par l'équation différentielle :

$$\frac{dW}{dt} = HS - DW$$

S = surface absorbante

W = poids

dW = variation de poids pendant le temps dt

H = coefficient d'anabolisme .

D = coefficient de catabolisme.

La croissance étant supposée isométrique, S est proportionnelle au carré de la longueur et W à son cube. Ainsi, de l'équation ci-dessus, on peut déduire le modèle décrivant la variation du taux instantané de croissance en longueur en fonction de la taille tel que :

$$\frac{dl}{dt} = H - Dl$$

L'intégration de cette équation différentielle conduit à la forme qu'on rencontre le plus couramment en halieutique :

$$L_t = L_\infty [1 - e^{-k(t-t_0)}]$$

- Croissance linéaire

Bien que Von Bertalanffy ait justifié son modèle par des considérations métaboliques, il est préférable de le voir comme un modèle descriptif, et être prudent de ne pas attribuer trop de signification biologique aux paramètres L_∞ , K et t_0 qui ne font que résumer l'ensemble des données disponibles. En voici les définitions actuelles :

L = est la longueur asymptotique. Théoriquement, c'est la taille moyenne qu'atteindrait un poisson qui pourrait vivre et grandir indéfiniment ;

K = est le coefficient de croissance (ou paramètre de courbure). Il caractérise la rapidité avec laquelle le poisson croît vers la longueur asymptotique ;

t₀ = est l'âge théorique pour lequel le poisson a une longueur nulle. Il désigne le point de départ de la courbe de croissance sur l'axe des temps si le poisson avait grossi selon le modèle de croissance de Von Bertalanffy.

Ces paramètres sont donc des valeurs mathématiques et n'ont pas de significations biologiques précises dans le sens strict du terme. Les courbes de croissance ne sont valables en toute rigueur que dans l'intervalle d'âge ou de taille correspondant aux données observées. Seul K a une signification biologique précise puis qu'il présente la diminution de la vitesse de croissance lorsque la taille augmente. L'expression mathématique de **Von Bertalanffy (1938)** fait apparaître trois paramètres d'ajustement : L_∞, K et t₀ qui sont déterminés dans le cas de présente étude par le logiciel FISAT II (version 1.2.2) (**Gayanilo et al., 1996**).

Le paramètre t₀ est déterminé à partir de la taille moyenne du premier mode observé, par la relation suivante :

$$t_0 = 1 + \frac{\text{Ln} \left(1 - \frac{L_1}{L_\infty} \right)}{K}$$

Où:

t₀ = âge conventionnel théorique pour lequel le poisson a une longueur nulle.

L₁ = taille moyenne du premier mode correspondant au premier groupe d'âge.

K et L_∞ = paramètres de croissance de l'équation de **Von Bertalanffy (1938)**.

Dans notre étude, les paramètres L_∞, K et t₀ sont déterminés à partir du logiciel FISAT II (**Gayanilo et al., 2005**).

Par ailleurs, **Pauly (1985)** se basant sur la longueur maximale observée chez une espèce (L_{max}) donne une formule permettant une estimation rapprochée de L_∞ :

$$L_\infty = L_{\max} / 0,95$$

L'indice de performance de croissance (Φ) a été calculé pour comparer nos résultats avec ceux obtenus dans différentes régions. Il a été déterminé par la formule de **Munro et Pauly (1983)** :

$$\Phi = \log_{10} k + 2 \log_{10} L_\infty$$

1.2. Croissance relative ou relation taille-poids

La croissance relative ou allométrie permet de comparer la croissance des différentes parties du corps chez un individu et de suivre l'évolution de sa forme.

Pendant toute la vie du poisson, sa longueur et son poids sont fortement corrélés. La relation longueur-poids se traduit par la formule de type :

$$W_t = a \cdot L_t^b$$

Dans cette étude, on va utiliser le poids total (W_t), et la longueur totale (L_t), les paramètres a et b sont estimés en définissant b comme coefficient d'allométrie.

La valeur que prendra le coefficient b définira le type de la croissance relative :

- **b supérieur à 3** : l'allométrie est dite majorante ou positive, cela veut dire que le poids de l'individu croît plus vite que le cube de la longueur.
- **b inférieur à 3** : l'allométrie est dite minorante ou négative, le poids croît relativement moins vite que le cube de la longueur,
- **b égale à 3** : la croissance est dite isométrique ou nulle, cela signifie que le poids et le cube de la longueur croît de la même manière.

1.3. Croissance pondérale absolue

Sachant que le poids est lié à la taille par la relation : $W_t = a \cdot L_t^b$

b , et que le modèle décrivant le mieux la croissance linière en fonction du temps est celui de Von Bertalanffy, nous pouvons admettre que la relation :

$$W_t = W_\infty [1 - e^{-k(t - t_0)}]^b$$

Peut exprimer l'équation du poids en fonction du temps avec avec (**Ricker, 1975**).

$$W_\infty = a L_\infty^b$$

Dans cette équation, W_t est le poids total du poisson à l'instant t et W_∞ est le poids correspondant à L_∞ . Les paramètres k et t_0 sont ceux de l'équation de la croissance linière absolue. La valeur de n est le coefficient d'allométrie ou la pente de la droite exprimant la relation taille-poids sous sa forme logarithmique. Tous les paramètres de l'équation de **Von Bertalanffy** étant connus, nous avons calculé le poids pour chaque groupe d'âge.

2. La méthode directe

Méthode directe : C'est une méthode qui permet l'évaluation de l'âge individuel du poisson en utilisant les différentes structures osseuses ; notamment : écailles, otolithes, ou vertèbres (**Vibert et Lagler, 1961 ; Baglinière, 1985 ; Meunier, 1988**).

La sclérochronologie consiste en une estimation de l'âge à partir des marques enregistrées et conservées par les tissus durs chez les animaux, plus particulièrement les écailles (la scalimétrie), les otolithes (l'otolithométrie), les rayons épineux des nageoires et les vertèbres (la squelettochronologie) chez les poissons (**Baglinière et al., 1992 ; Panfili et al., 2002**).

Dans notre étude nous avons utilisés deux méthodes de sclérochronologie.

Méthodes d'analyses sclérochronologiques :

La définition de la sclérochronologie par **Panfili et al (2002)** est la suivante : <<la sclérochronologie, discipline qui étudie les pièces calcifiées pour reconstruire l'histoire individuelle des organismes vivants, est essentielle pour la connaissance de la biologie des poissons et la gestion des pêches>>.

2.1. Description des méthodes d'analyse sclérochronologie

2.1.1. Analyse par la technique de scalimétrie

Les écailles sont surtout utilisées pour la détermination de l'âge des poissons des eaux des climats tempérés. En effet dans les régions tempérées où les amplitudes thermiques sont très grandes entre l'hiver et l'été, les individus de poissons sont sujets à des croissances différentielles. En été, les eaux sont chaudes avec température plus élevée favorable à la croissance rapide des poissons ; cette croissance est matérialisée au niveau des écailles et autres ossements (otolithes, rayons osseux) par un espacement régulier des cernes d'accroissement comme l'indique la figure 22.

En effet les basses températures (ou très rudes températures) obligent les poissons à réduire leur métabolisme d'activité au métabolisme de base afin de lutter contre le froid au lieu de s'alimenter convenablement. Le résultat de cette réduction des espacements des cernes est l'apparition d'une zone sombre appelée anneau annuel de croissance comme l'indique la figure 1 ci-dessous. Très souvent les cernes d'accroissement d'été, plus espacés, coupent (ou interrompent) en plein fouet celles de l'hiver et ce phénomène est décrit sous le nom de 'cutting over' ; la présence d'un cutting over est, pour le spécialiste de scalimétrie, la confirmation de la présence d'un anneau de croissance annuel. Des presses à écailles peuvent

être utilisées pour conserver les écailles. En zone tropicale, les températures sont élevées et les amplitudes thermiques ne sont pas très nettes entre les saisons (saison chaude et froide) pour que le poisson présente des anneaux d'accroissement annuels nets sur les écailles. Théoriquement on dit que la croissance du poisson est continue et régulière sur toute l'année en zone tropicale. La méthode la plus utilisée dans la détermination de l'âge des poissons est par conséquent est l'analyse des fréquences des classes de longueurs. Tout récemment les investigations sur l'âge des poissons tropicaux ont démontré que l'otolithométrie et la sclérochronologie donnent de bons résultats en termes d'âge des poissons.

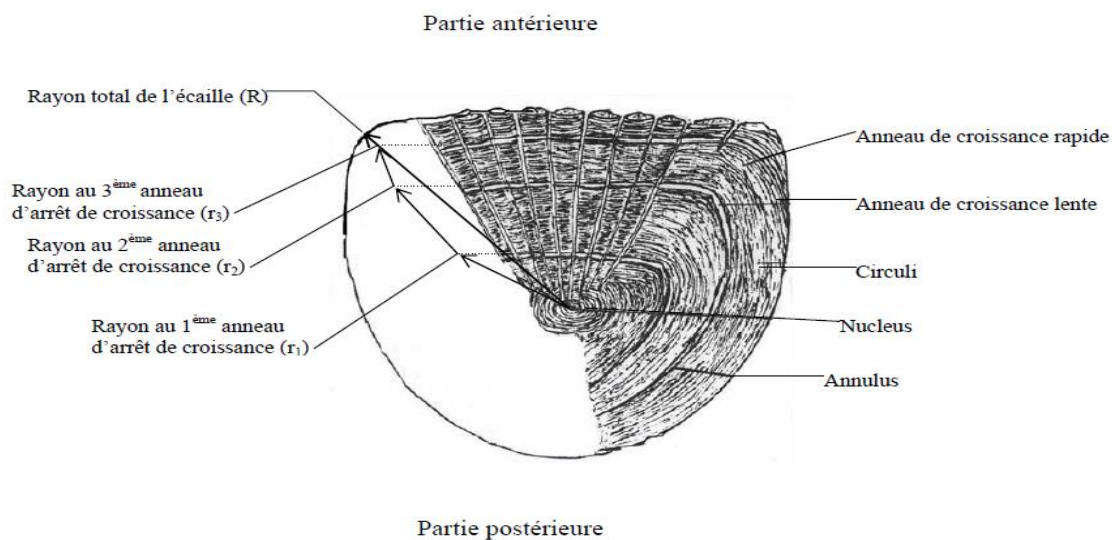


Fig. 22 : Codage de l'écaille.

2.1.2. Analyse par la technique d'otolithométrie

Comme dans la scalimétrie l'âge est lu en se référant aux annulis annuels détectés sur l'otolithe (Fig. 23) L'exploitation des résultats pour le retro calcul des longueurs quand l'anneau X se formait suit la même procédure. Le dépôt de calcium sur les parties dures tels que les otolithes et les rayons osseux peut être suivi de manière chronologique par la sclérochronologie.

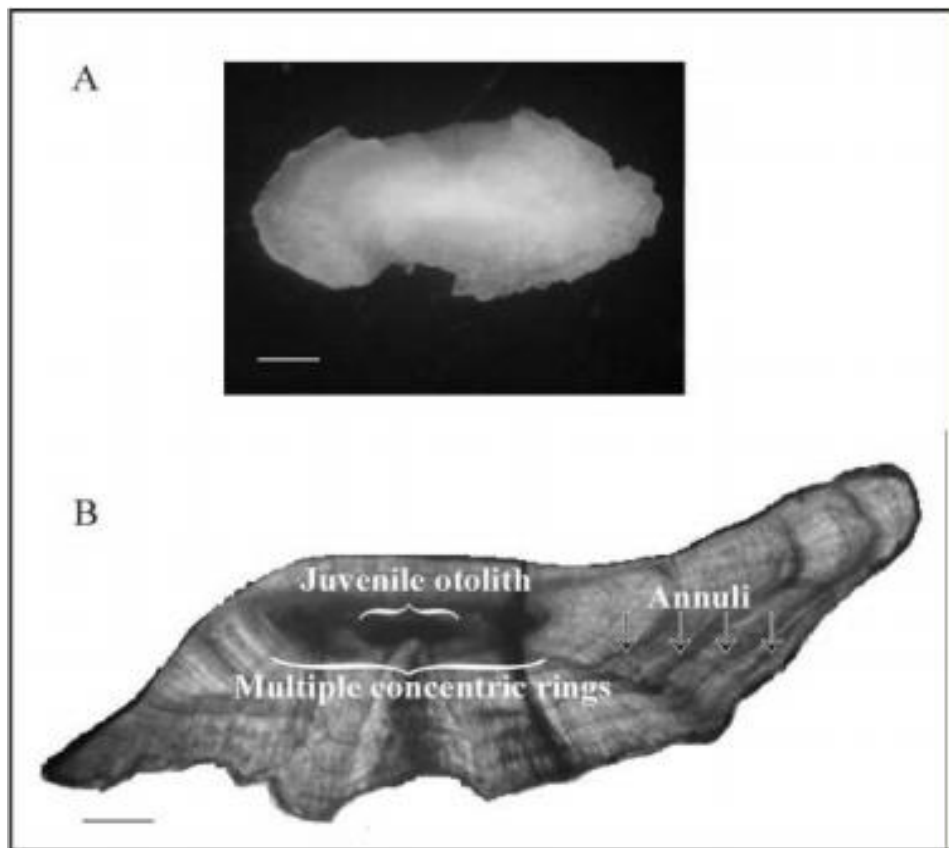


Fig. 23 : Otolithe d'un spécimen de *Mugil cephalus* (Photo: C.C. Hsu). (b) Microstructure des anneaux dans une section transversale. Barre d'échelle: A = 1 mm; B = 300 μm .

Source (Donatella-Biology, 2016)

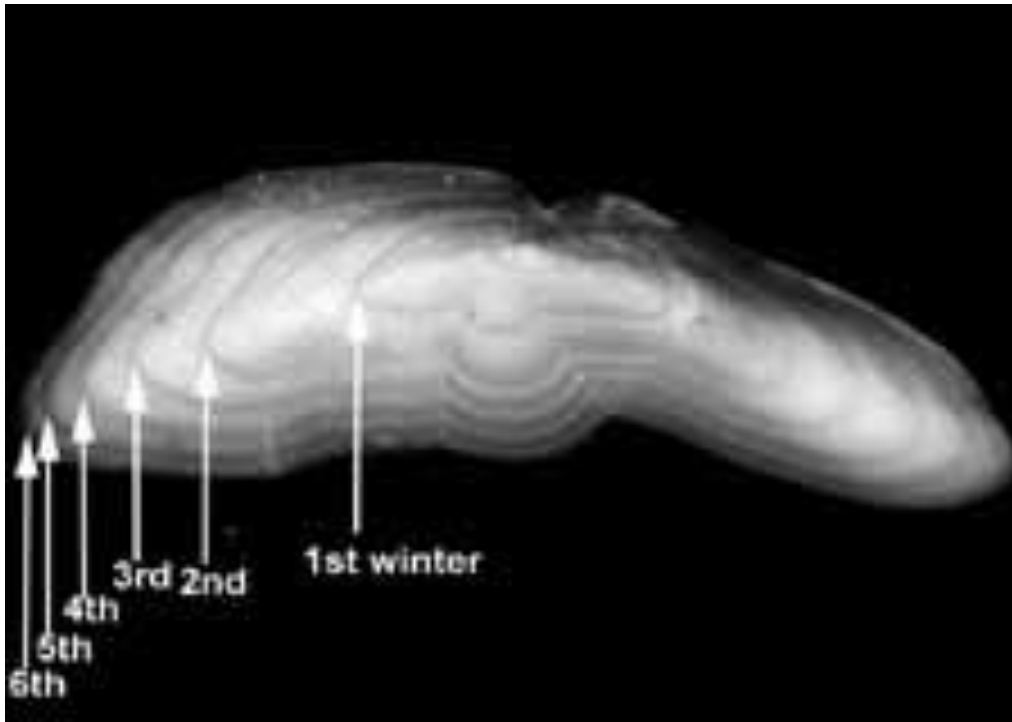


Fig. 24 : Codage de l'otolithe

2.2. Protocole d'étude des techniques

2.2.1. La scalimétrie

Un premier tri est effectué entre :

- les écailles utilisables ;
- les écailles abîmées ;
- et les écailles illisibles (Fig. 25).

Le matériel d'observation

L'observation des écailles a été réalisée en utilisant les postes d'analyse numérique du Pôle de Sclérochronologie (Fig. 26) qui comprennent : Une loupe binoculaire équipée d'oculaires x10 pour porteurs de lunettes et d'un objectif plan x 0.5, platine translucide, zoom de x6 à x50, micromètre oculaire et micromètre objectif, lumière blanche transmise 20 W, lumière blanche réfléchie 150 W par fibres optiques orientables. Une caméra numérique couleur SONY DFW – SX 910. Un ordinateur dédié à l'analyse numérique d'images donc possédant 2 écrans et une mémoire vive importante. Un logiciel TNPC (Traitement Numérique des Pièces Calcifiées, développé par l'ifremer).

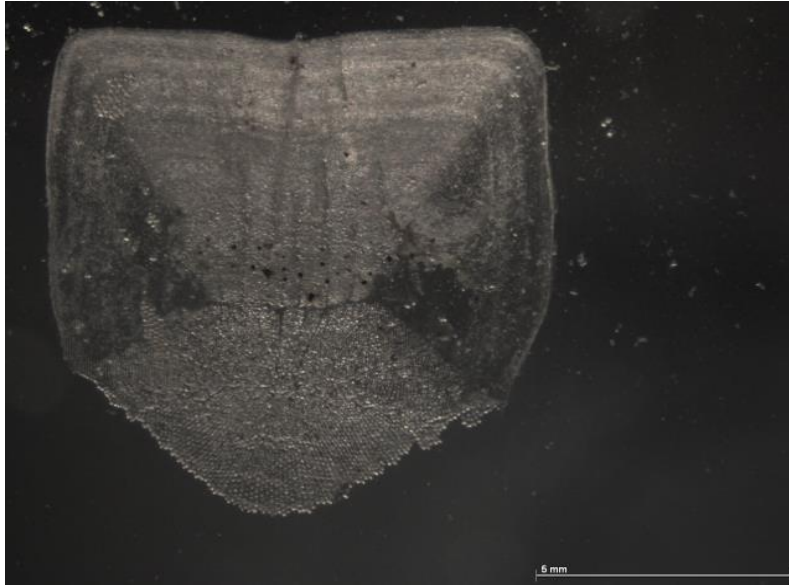


Fig. 25: Exemple d'écailles illisibles dues au champ postérieur trop important par rapport au champ antérieur.

L'observation des écailles

Des essais de différents types de lumière ont été réalisés (lumière polarisée, réfléchi et transmise). Les meilleurs résultats ont été obtenus avec une lumière transmise. Pour l'observation des écailles, il est nécessaire qu'elles soient immergées. Le liquide utilisé est une solution aqueuse. Chaque écaille a fait l'objet d'une image calibrée obtenue à l'aide du logiciel TNPC (Fig.26).

L'interprétation des structures d'âge

Plusieurs observations ont été faites sur une même écaille ainsi qu'une comparaison entre plusieurs écailles d'un même poisson.

Pour pouvoir estimer l'âge, Il faut fixer par convention une date anniversaire et suivre la formation des anneaux de croissance au cours d'une année, la mesure ayant lieu entre le dernier anneau et le bord de l'écaille. L'interprétation a été effectuée par un expert **kelig Mahé** qui possède une bonne expérience des écailles de poissons marins dans le pôle d'Ifremer de Boulogne sur mer.



Fig. 26 : Poste d'interprétation et d'observation des écailles.

2.2.2. L'Otolithométrie

Extraction, conservation des otolithes

Une section de quelques centimètres au niveau de la mâchoire inférieure, allant jusqu'aux opercules, permet l'isolement et l'accès libre au plancher de la boîte crânienne où a été pratiquée une incision à l'aide d'une scie, permettant de retirer les deux sagittas de leurs saccules otiques (Fig.27). Après leur extraction, les otolithes se présentent sous une forme ovale et comprimée latéralement, avec une taille qui demeure toutefois réduite (3 à 5 mm). Elles sont ensuite nettoyées à l'eau et débarrassées de toutes les impuretés, puis séchées avec du papier absorbant, et enfin conservées à sec dans des petits piluliers étiquetés et numérotés. Nous avons effectués 3 méthodes de lecture pour plus de certitude de nos résultats.

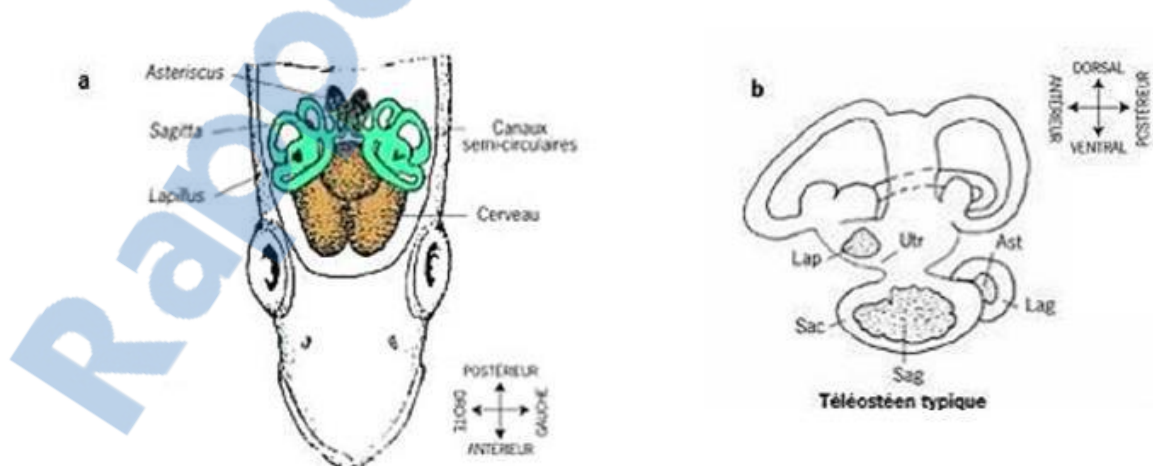


Fig. 27: Emplacement des otolithes à l'intérieur de l'oreille interne d'un Téléostéen. a) vue dorsale de l'appareil vestibulaire ; b) Situation des otolithes à l'intérieur du système de labyrinthe de l'oreille interne. Lag : lagena ; Lap : Lapillus ; Sac : saccule ; Sag : sagittae ; Utr : utricule (Wright et al., 2002).

➤ Méthode 1

Estimation de l'âge assistée par ordinateur

Toujours collé sur la lame de verre, l'otolithe poli est observé à l'aide d'un microscope photonique en lumière transmise, relié au logiciel de traitement d'image TNPC (Fig.28).

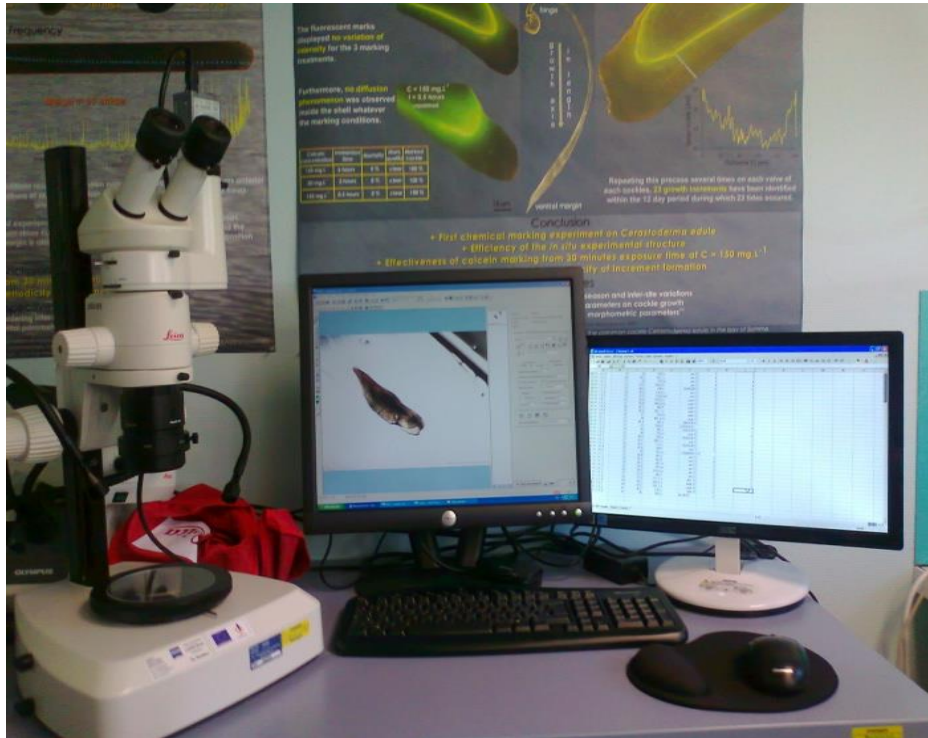


Fig. 28 : Observation au microscope photonique des otolithes

La visualisation et l'interprétation des accroissements ont été estimées en comptant les accroissements journaliers compris entre le *nucleus* et le bord de l'otolithe. Pour cela, la visualisation de l'otolithe en sa totalité est nécessaire, c'est pourquoi, nous construisons une image mosaïque présentant une vue panoramique de l'otolithe au moyen du logiciel TNPC (Panfili *et al.*, 2002)

➤ Méthode 2

Le Brûlage

Cette méthode décrite par Christensen (1964). Le résultat du brûlage est que les zones translucides de croissance lente (ZCL) prennent une teinte brune très marquée qui les rendent plus visibles.

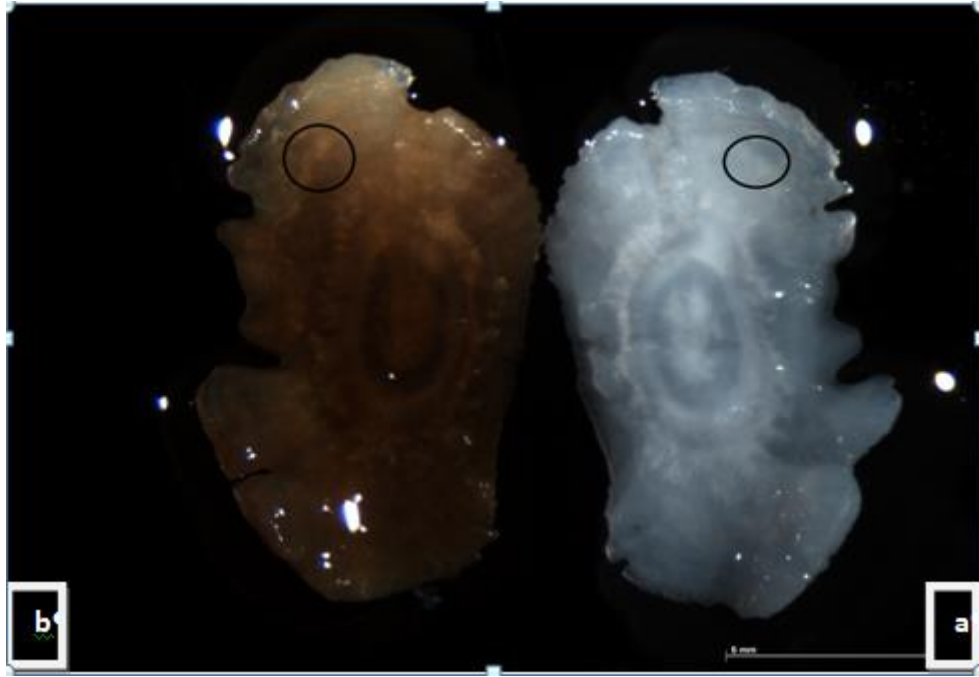


Fig. 29: Observations comparées d'otolithes entiers de *Mugil cephalus* avant (a) et après brûlage (b).

➤ Méthode 3

Coupe transversale d'otolithe

Beaucoup d'espèces présentent des otolithes qui sont extrêmement opaques ou trop épais pour que leurs marques de croissance soient clairement identifiables par transparence. L'observation de sections transversales minces, passant à travers le noyau, améliore significativement la lisibilité de ces marques (**Wiedemann Smith, 1968 ; Bedford, 1975 ; 1983**). Pour certaines espèces, si les méthodes traditionnelles montrent de bons résultats.

L'observation de sections transversales minces peut être utilisée pour accroître la précision des estimations d'âge et en particulier chez les poissons âgés (**Taning, 1938 ; Blacker, 1974 ; McCurdy, 1985 ; Anonyme, 2004**).

Les procédures ainsi que le matériel utilisé pour fabriquer des coupes simples et/ou fines varient en fonction de la nature de l'application souhaitée (**Mosegaard et al., 1998**). La coupe de l'otolithe doit passer par le noyau ou *nucleus* pour ne pas sous-estimer l'âge (**Williams et Bedford, 1974**).

Le matériel utilisé

- La résine

La résine utilisée est de type polyester. Selon le laboratoire où nous avons effectués nos échantillons, il s'agit de la Crystic RI15 PAO de la société Scott Bader ou la GTS ProO de



Soloplast-Vosscemie. Elles ont les mêmes propriétés à savoir des qualités plastiques. Ces résines sont spécialement destinées à l'inclusion dans l'industrie et en particulier en géologie et en métallurgie.

Elles présentent la caractéristique de ne pas être cassantes une fois durcies. C'est un avantage pour les lames minces qui résistent mieux à la coupe et à la manipulation. Des essais précédents réalisés avec des résines à inclusion « standard » ont montré l'importance de cette qualité plastique.

La résine est translucide et non transparente. Elle présente une couleur rose pâle à l'état liquide et jaune très pâle une fois durcie. Lorsque l'on souhaite colorer la résine en noir, on ajoute une pâte pigmentée fournie par strand-scott bader à raison de 10% du poids de résine.

- Les moules

Les moules utilisés pour l'inclusion des pièces calcifiées pour la résine sont généralement en aluminium poli dotés de repères gravés. Un film de démoulant (huile de silicone en bombe) est déposé à la surface du moule avant d'y couler la résine liquide. Il facilitera la récupération des blocs de résine durcie (Fig.30).

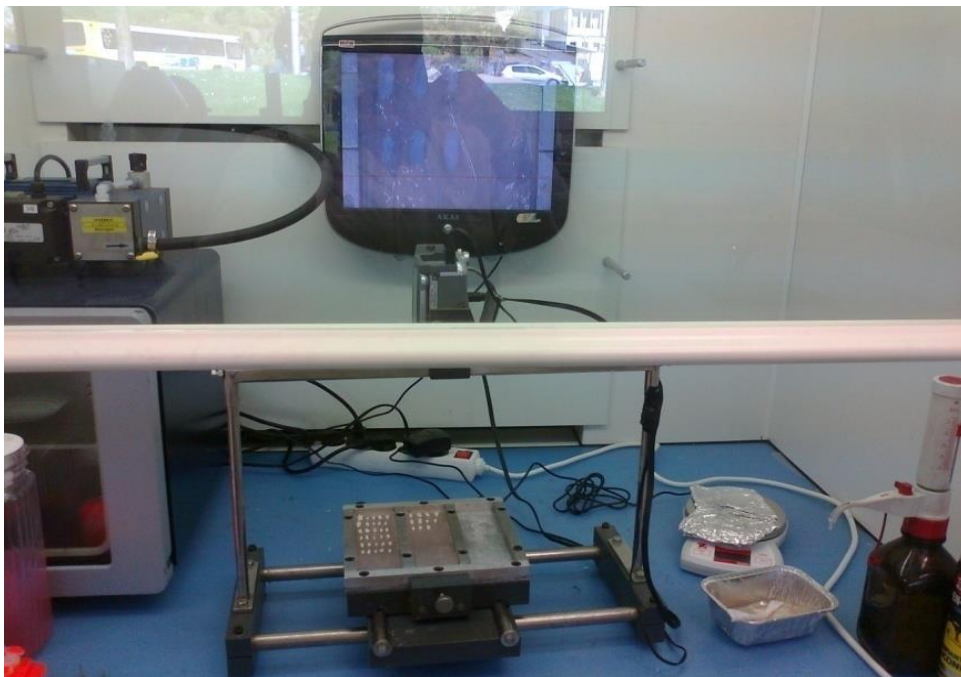


Fig. 30 : Coupes d'otolithes du Mulet (*Mugil cephalus*) inclus en résine translucide dans les moules

- La scie

Les scies de précision à vitesse rapide génèrent une cadence de production plus élevée que les scies à vitesse lente (Almeida & Sheehan, 1997). Elles permettent de traiter de très grandes séries d'otolithes avec des lames d'une épaisseur de 0.4 mm. à la construction du Pôle de Sclérochronologie à Boulogne-sur-mer ou nous avons effectué nos résultats, une tronçonneuse est en service depuis septembre 2008(Fig. 31)

Cette machine présente les avantages d'utilisation en mode semi-automatique. Elle est équipée d'une vitesse variable allant de 250 à 3000 tours min⁻¹, la vitesse peut être choisie en fonction de l'espèce traitée.



Fig. 31: Tronçonneuse Brillant 250 automatique d'Escil à vitesse rapide au centre Ifremer

Les étapes de la production de lames minces d'otolithes

Inclusion des otolithes : les moules en aluminium sont préalablement recouverts d'un démoulant (huile de silicone en bombe) puis une première couche de résine polyester (pré-accelérée) mélangée au catalyseur est versée au fond des moules pour obtenir une couche de 3-4 mm d'épaisseur.

A 18°C, il faut 1h30 pour polymériser complètement un mélange de résine catalysée à 2% en poids. Dans ces conditions, la résine devient solide mais toujours collante en 30 minutes et l'utilisateur dispose alors d'une heure pour positionner dessus les otolithes.

La coupe de l'otolithe devant nécessairement passer par le *nucleus* pour observer toute l'histoire de vie du poisson, les *nuclei* sont alignés. Un système de positionnement numérique (caméscope numérique relié à une écran LCD) est utilisé facilitant l'alignement d'otolithes de

petites taille (un moniteur présentant un trait de repère est relié à une caméra. l'épaisseur moyenne des lames est de 0.4 mm. Ainsi, pour chaque rangée otolithes inclus en résine, il est possible de faire selon les espèces de 3 à 4 coupes successives passant par la structure opaque centrale de chaque otolithe et dont une au moins passe par les *nucleis*

Après avoir coupé l'otolithe, la lame fine obtenue est immergée dans un colorant auquel on ajoute un acide. Le colorant est du rouge neutre (Neutral Red Solution) de la société Sigma. Pour 100 ml de colorant, 0.5ml d'acide acétique dosé à 100% sont ajoutés(Fig.32).



Fig. 32: Otolithe de *Mugil cephalus* coupé en lame mince

Techniques d'observation

L'observation des préparations de pièces calcifiées peut être réalisée directement à partir d'un microscope ou d'une loupe binoculaire (Fig.33). Cependant, avec les développements de l'imagerie, l'Ifremer a développé un système d'acquisition et de traitement d'images 2002).

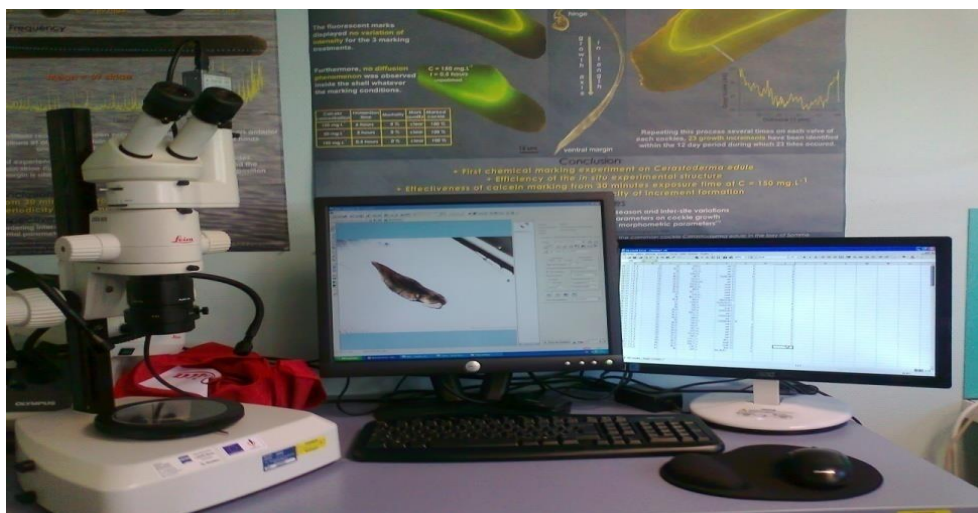


Fig. 33: Microscope d'une loupe binoculaire

Traitement Numérique des Pièces Calcifiées (TNPC)

Depuis 2007, l'estimation de l'âge en routine est réalisé à l'aide du logiciel TNPC (Traitement Numérique des Pièces Calcifiées ; Fig.34) développé par l'Ifremer en collaboration avec la société Noesis.

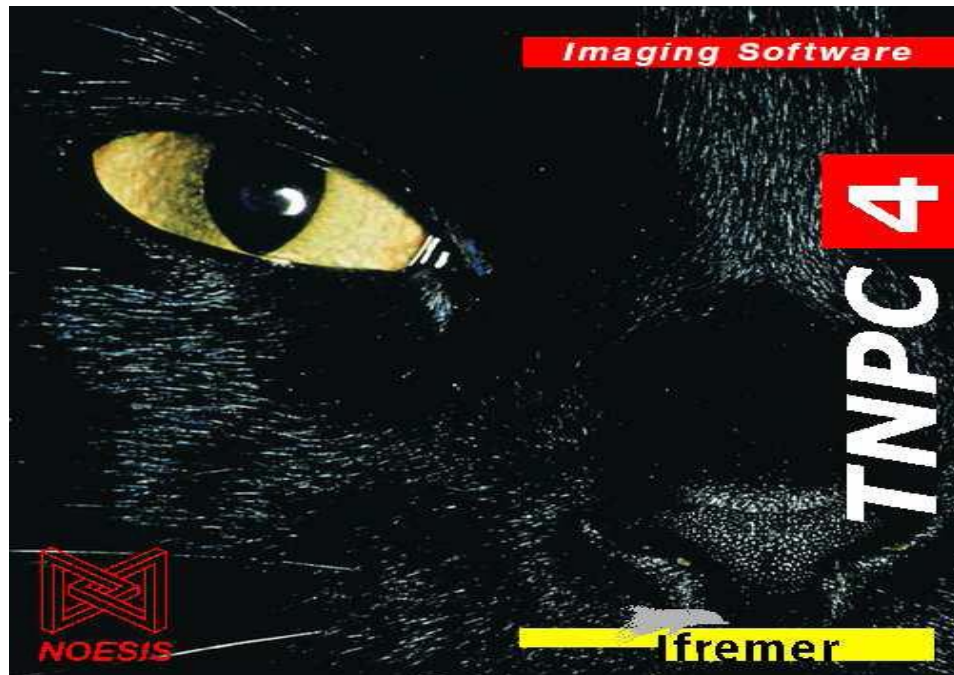


Fig. 34 : Logiciel TNPCO développé par l'Ifremer

III. Résultats

I. La méthode indirecte

1. Démographie

L'étude de la structure démographique du *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien a porté sur les distributions des fréquences de tailles dont 540 femelles et 320 mâles et 100 individus indéterminés établies lors de notre période d'échantillonnage au cours de l'année 2012-2013.

Pour l'ensemble de prélèvement réalisé, les longueurs totales oscillent entre 20.2 cm à un maximum de 53.6 cm (Tab.15).

La distribution des fréquences de taille a été établie avec des classes d'un centimètre. Ainsi, pour l'espèce étudiée des structures de fréquences en taille et par sexe sont établies mensuellement pour la période allant de février 2012 jusqu'au avril 2013.

Tab.15 : Résumé des résultats de la composition de taille des captures totales du *M. cephalus* du littoral occidental algérien

	Femelles	Mâles
Individus capturés	540	320
Taille maximale LT (cm)	52	53.6
Taille minimale LT (cm)	20.2	20.48
Taille moyenne LT (cm)	34.70	33.6

2. Étude de la croissance

La croissance linéaire du *Mugil cephalus* a été étudiée selon le modèle de Von Bertalanffy (1938). Les paramètres de croissance linéaire : L_{∞} , K et t_0 ont été estimés pour les mâles, les femelle.

Les fréquences de tailles ont été exploitées par le logiciel FISAT II version 1.2.1, en utilisant la méthode ELEFEN.

Les figures 35 et 36 montrent respectivement les résultats obtenus par la méthode d'ELEFAN utilisée pour la détermination des paramètres de croissance de l'équation linéaire de Von Bertalanffy (1938).

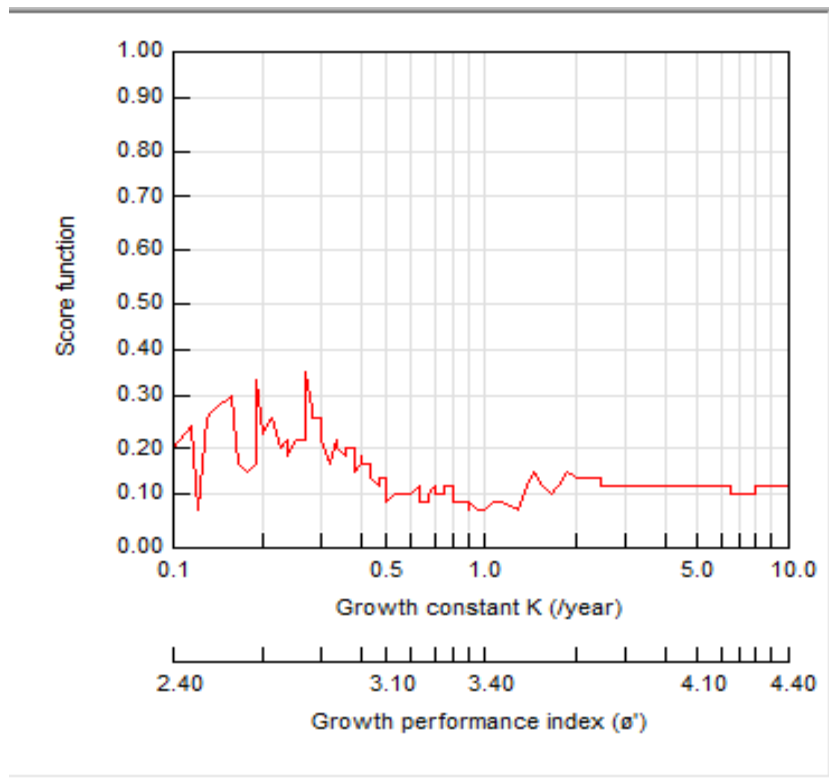


Fig. 35: Méthode ELEFAN pour l'estimation de L_∞ et k chez les mâles de *M. cephalus*

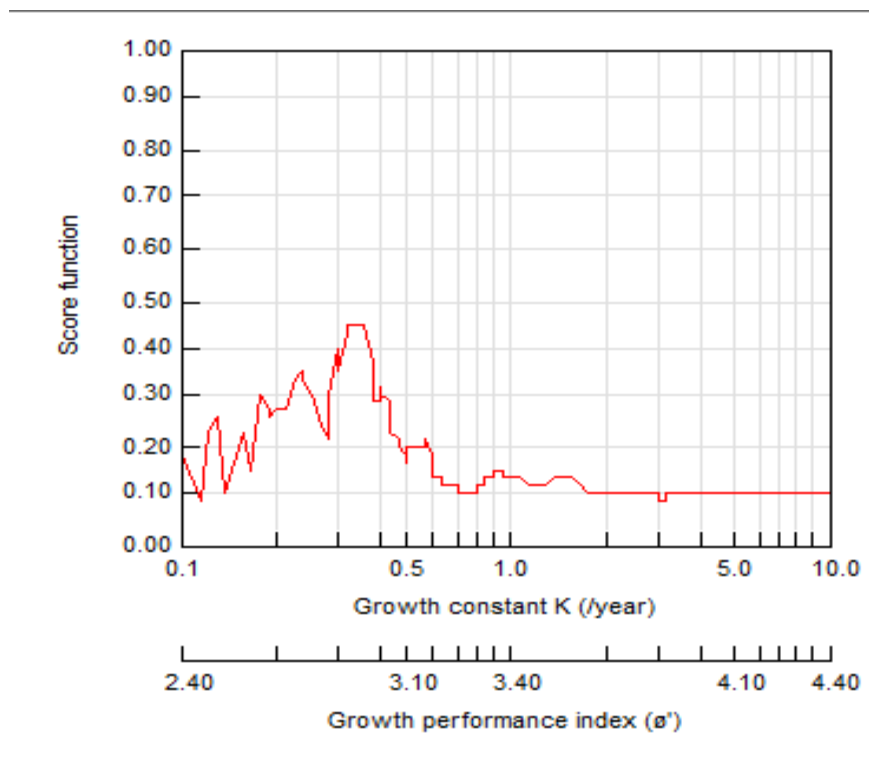


Fig. 36 : Méthode ELEFAN pour l'estimation de L_∞ et k chez les femelles de *M. cephalus*

3. Calcul de t_0

Pour le calcul de t_0 nous avons utilisé la longueur moyenne correspondant à la première cohorte du mulot observée dans les fréquences de tailles collectées, à l'aide de la méthode de **Bhattacharya (1967)**.

Les paramètres de l'équation de croissance linéaire de Von Bertalanffy (1938) calculés sont illustrés dans la table 16. Les courbes de croissance sont représentées graphiquement par la figure 35 et 36.

Tab.16 : Paramètres de l'équation de Von Bertalanffy estimés pour *M. cephalus*

Sexe	Paramètres				Equation
	L_{∞}	K	t0	Φ	$L(t)=L *(1-e^{-K(t-t_0)})$
Mâles	55.65	0.27	-1.70	2.92	$L(t)=55.65*(1-e^{-0.27(t+1.70)})$
Femelles	55.65	0.33	-1.42	2.01	$L(t)=55.65 *(1-e^{-0.33(t+1.42)})$

La taille asymptotique (L_{∞}) des femelles est celle des mâles sont identique, alors que la

La constante de croissance (**K**) pour les femelles est plus grande que celle des mâles.

Ces résultats ne mettent aucunes différences entre la croissance des deux sexes.

L'indice de performance de croissance ($\Phi= 2.46$) indique que la population totale du *M. cephalus* à une meilleure croissance. Cet indice confirme le meilleur potentiel de croissance des mâles ($\Phi= 2,92$) comparé à celui des femelles ($\Phi= 2,01$).

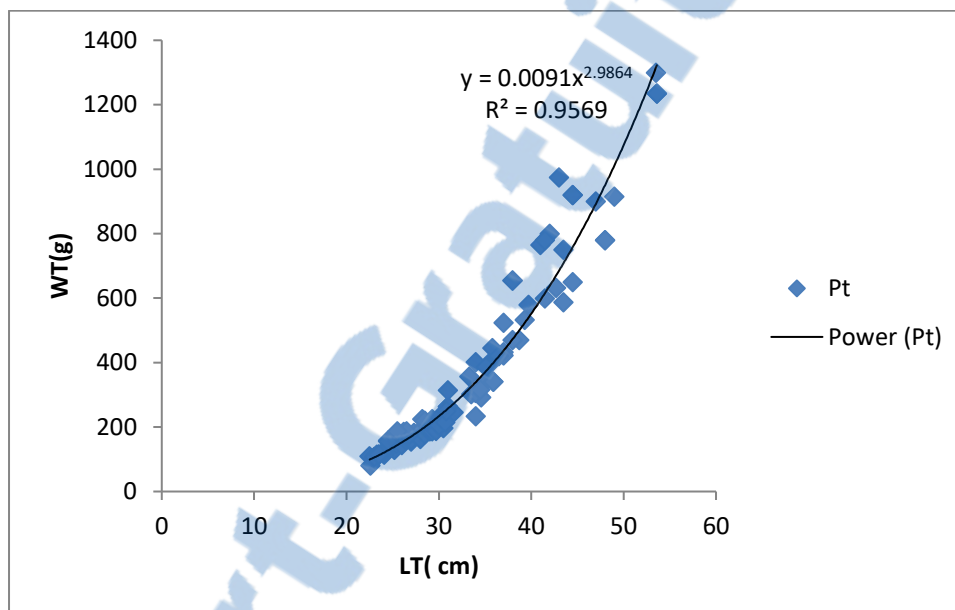
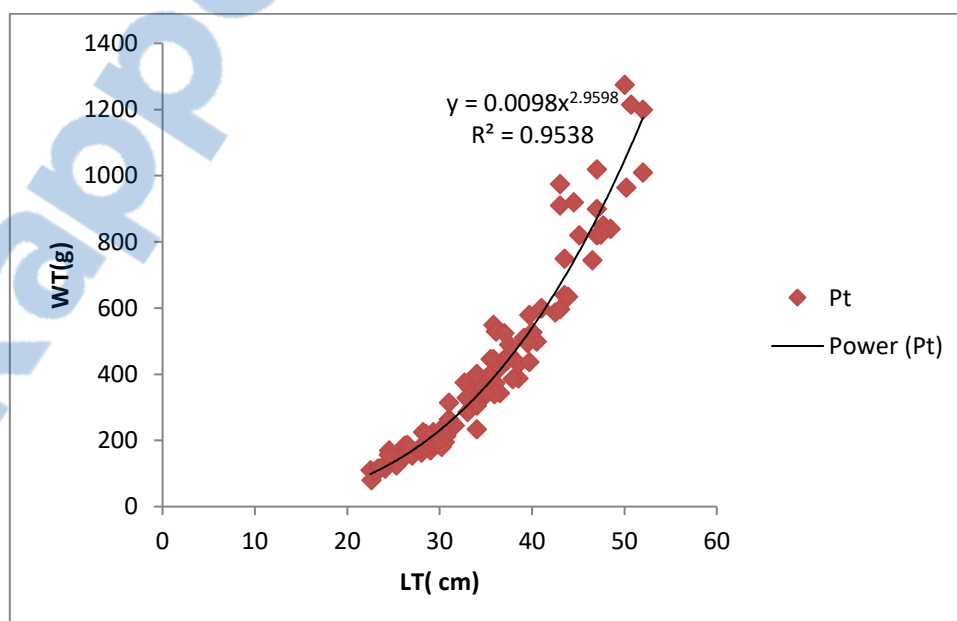
4. Croissance relative (Relation taille-poids)

L'utilisation d'une relation taille-poids permet d'atteindre deux objectifs : la conversion d'une taille en poids théorique et inversement et le passage de la croissance linéaire à la croissance pondérale.

Le tableau 17 présente les résultats généraux d'analyses de relation entre le poids et la taille totale du corps chez *Mugil cephalus*, cette relation biométrique indique une allométrie minorante (b inférieur à 3) pour les deux sexes. Ce qui explique que le poids croît moins vite que la longueur.

Tab. 17 : Relations biométriques du mullet (*M. cephalus*) du littoral occidental algérien

Sexes	WT / LT
Equation	$W_{\infty} = a L_{\infty}^b$
Mâles	$W_{\infty} = 0.009 L_{\infty}^{2.98}$
Femelles	$W_{\infty} = 0.009 L_{\infty}^{2.95}$

**Fig. 37** : Corrélation entre la taille et le poids chez les mâles du *M. cephalus***Fig. 38** : Corrélation entre la taille et le poids chez les femelles du *M. cephalus*

Le coefficient de corrélation obtenu est proche de 1 ($R=0.95$), montrant ainsi une très bonne corrélation entre les deux paramètres étudiés : la taille et le poids des individus.

5- Équation et courbe de croissance

Selon l'équation de croissance linéaire $L_t = L_\infty (1 - e^{-K(t-t_0)})$ et de la relation taille poids :

$W = a L^b$, l'équation de croissance de **Von Bertalanffy (1938)** apparaît sous la forme:

$W(t) = a L_\infty^b (1 - e^{-K(t-t_0)})^b$. Le tableau 18 résume les équations obtenues pour les deux sexes.

Tab. 18 : Équations de croissance pondérale chez mulot (*Mugil cephalus*)
du littoral occidental algérien

Sexes	Croissance pondérale
Equation	$W(t) = a L_\infty^b (1 - e^{-K(t-t_0)})^b$
Mâles	$W(t) = 1431 (1 - e^{-0.33(t+1.70)})^{2.98}$
Femelles	$W(t) = 1268 (1 - e^{-0.33(t+1.42)})^{2.95}$

De plus, avec les relations obtenues des relations taille-poids, celle de la croissance pondérale et des résultats de la croissance linéaire nous avons dressé un tableau de correspondance âge longueur $L(t)$ et âge-poids total $W(t)$.

Les courbes de la croissance du *M.cephalus* de la région du nord occidental algérien sont représentées respectivement sur la figure 37 pour la croissance linéaire et la figure 38 pour la croissance pondérale.

La décomposition de la distribution totale de longueurs des poissons échantillonnés dans le littoral en distributions successives correspondant à des poissons des groupes de naissance 0, I, II, III, IV, V, VI et VII. La figure 39, représente Paramètres de l'équation de croissance linéaire de Von Bertalanffy calculés par FiSATII.

Cette courbe (Fig.39) nous a permis d'effectuer un examen comparatif de la croissance de chaque sexe. Cette comparaison montre qu'il n'existe pas une différence significative entre les mâles et les femelles de l'espèce ciblée.

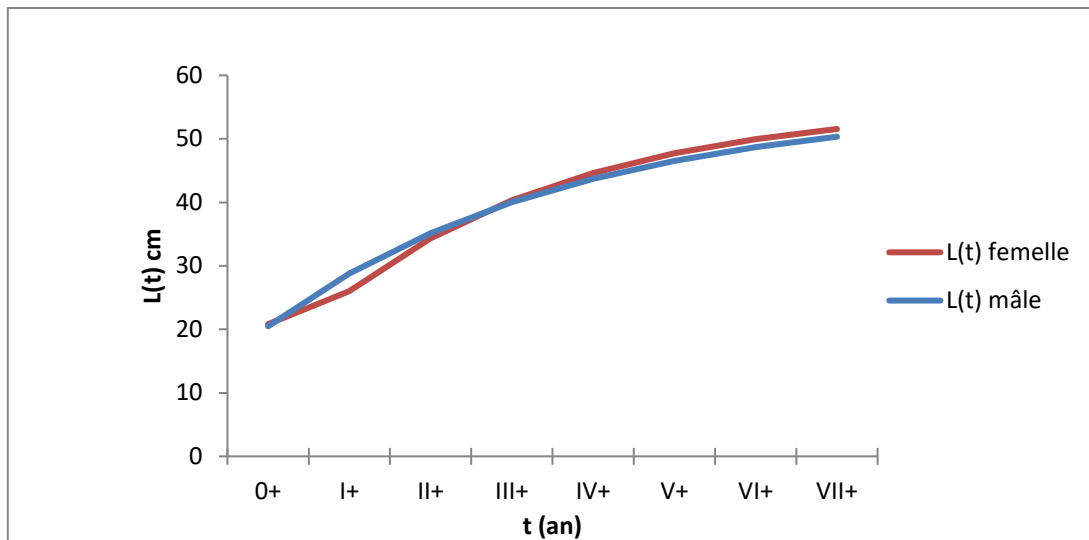


Fig. 39. Courbe de croissance linéaire du *Mugil cephalus*

L'étude de l'évolution du poids du *M. cephalus* laisse apparaître les mêmes constatations que pour la croissance linéaire. Les fluctuations en poids pour un même groupe d'âge sont importantes. Les muges d'un même âge peuvent donc avoir des poids assez différents ; par exemple pour les muges du groupe d'âge 6 les masses varient entre 1000 g et 1200. Si l'on regarde individuellement, la croissance en poids n'est pas toujours liée à une augmentation d'âge et muge la plus pesante n'est pas forcément la plus âgée.

L'évolution du poids des populations des muges du littoral occidental algérien en fonction de l'âge est représentée dans la figure 40. Cette figure nous montre que la courbe de croissance pondérale du *Mugil cephalus* évolue de la même façon pour les deux sexes. La figure 40 traduisant une croissance pondérale semblable pour les sexes.

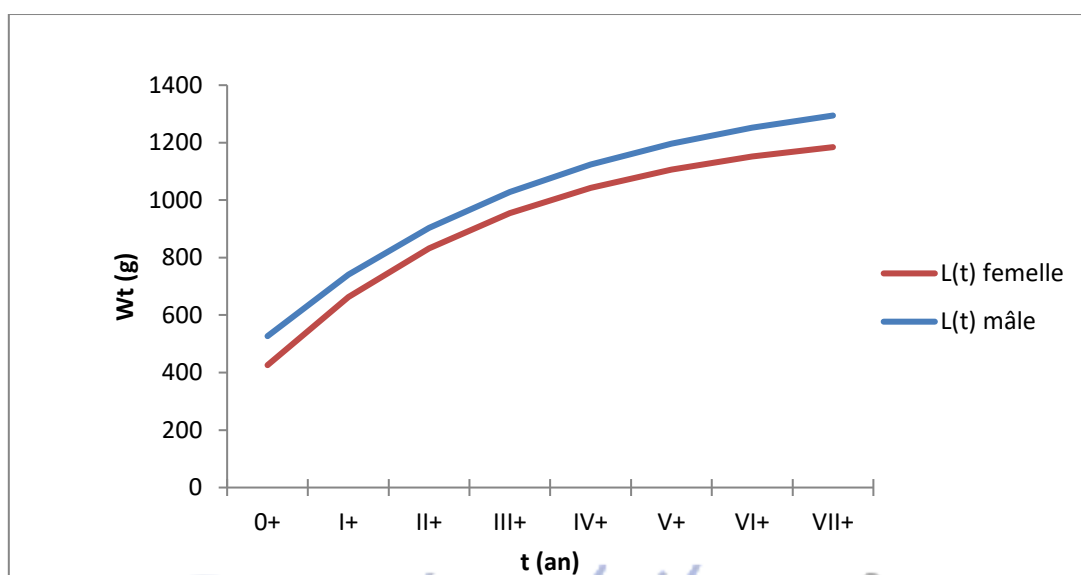


Fig. 40 : Courbe de croissance pondérale du *Mugil cephalus*

En comparant les courbes de régressions des relations longueur-poids des populations de *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien, la croissance pondérale est en faveur des mâles que les femelles, cette différence n'est pas significative entre les sexes pour les relations longueur-poids.

II.1 Etude de l'âge par les méthodes directes

L'âge a été analysé par deux méthodes : l'une indirecte (ou collective) et l'autre directe (ou individuelle) basée sur les données fournies par scalimétrie (examen des otolithes et des écailles).

1.1. Structure optique des anneaux en otolithes chez le *Mugil cephalus*

Les otolithes possèdent des anneaux entiers étaient composés de 1 zone opaque et 1 zone translucide. La zone opaque est apparue sombre sous la lumière transmise avec un fond transparent mais lumineux sous réfléchi lumière avec un fond noir (Fig.40). L'optique de l'apparence du noyau était similaire à l'opaque zone. Le nombre de zones opaques dans l'ensemble otolithe de *M. cephalus* est 1 et 7 ans étaient tous en accord avec leur âge réel, Ceci indique que la zone opaque peut être utilisée comme une marque d'âge pour l'estimation de l'âge.

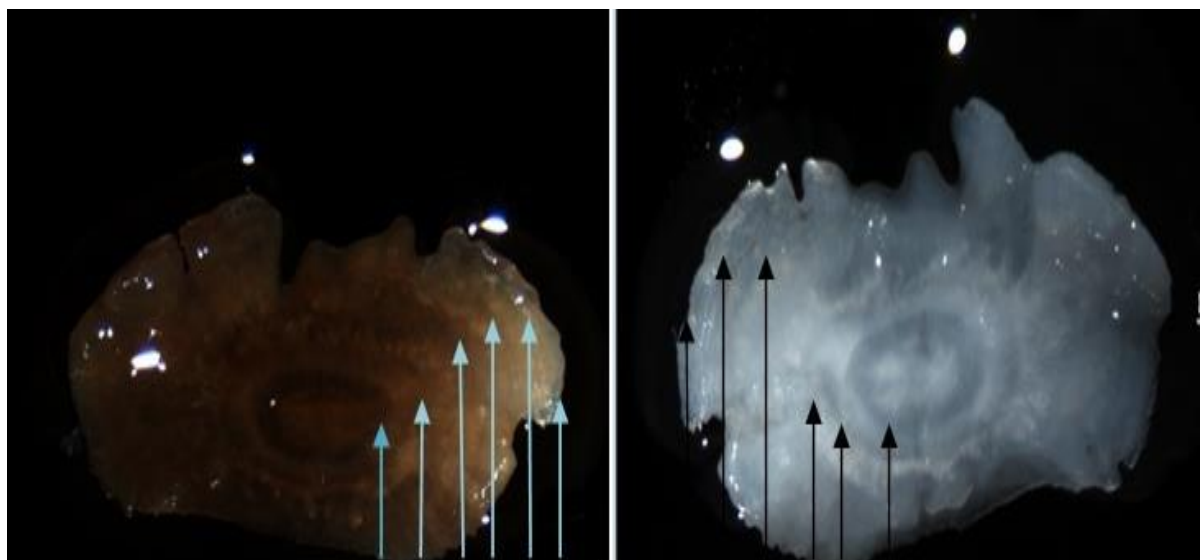


Fig. 40 : Zones opaques et translucides dans l'ensemble de l'otolithe d'un *Mugil cephalus* âgés de 6, *M. cephalus* sous la lumière réfléchi avec un fond noir) et sous la lumière transmise capturés en 2013 dans le littoral occidental algérien.

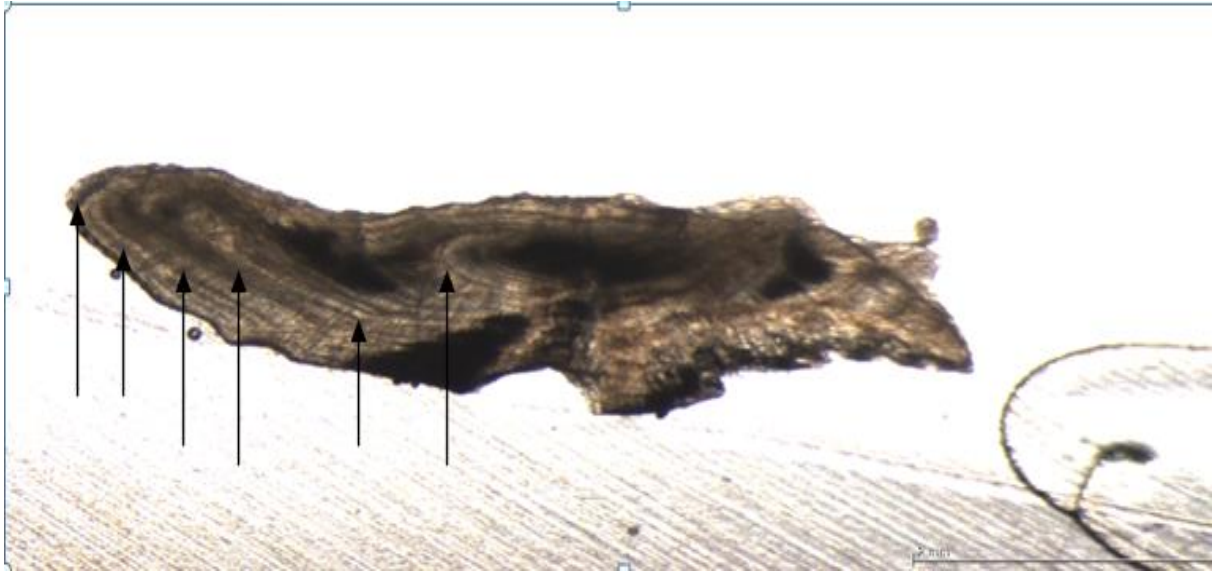


Fig. 41: Microstructure des anneaux dans les otolithes transversalement du *Mugil cephalus* âgés de 6 ans capturés en 2013 dans le littoral occidental algérien.

1.2. Microstructure des anneaux en écailles chez le *Mugil cephalus*

C'est la méthode la plus classique de détermination d'âge chez les poissons, nous avons vu les circulus ou anneaux sombres dont parle **Rossignol (1955)**, Les écailles montrent une ornementation superficielle de crêtes concentriques (circulus) formées par le scléroblaste au cours de la croissance de l'écaille. Lorsque celle-ci est rapide, les circulus sont espacés et la zone correspondante est claire ; par contre quand elle est lente, les circulus sont rapprochés et forment un anneau sombre. L'ensemble d'un anneau clair et d'un anneau sombre constitue une zone annuelle de croissance correspondant à une année entière de croissance. Lorsque la croissance s'arrête, la reprise se marque par une ligne de discontinuité nette appelée annulus (Fig.42).

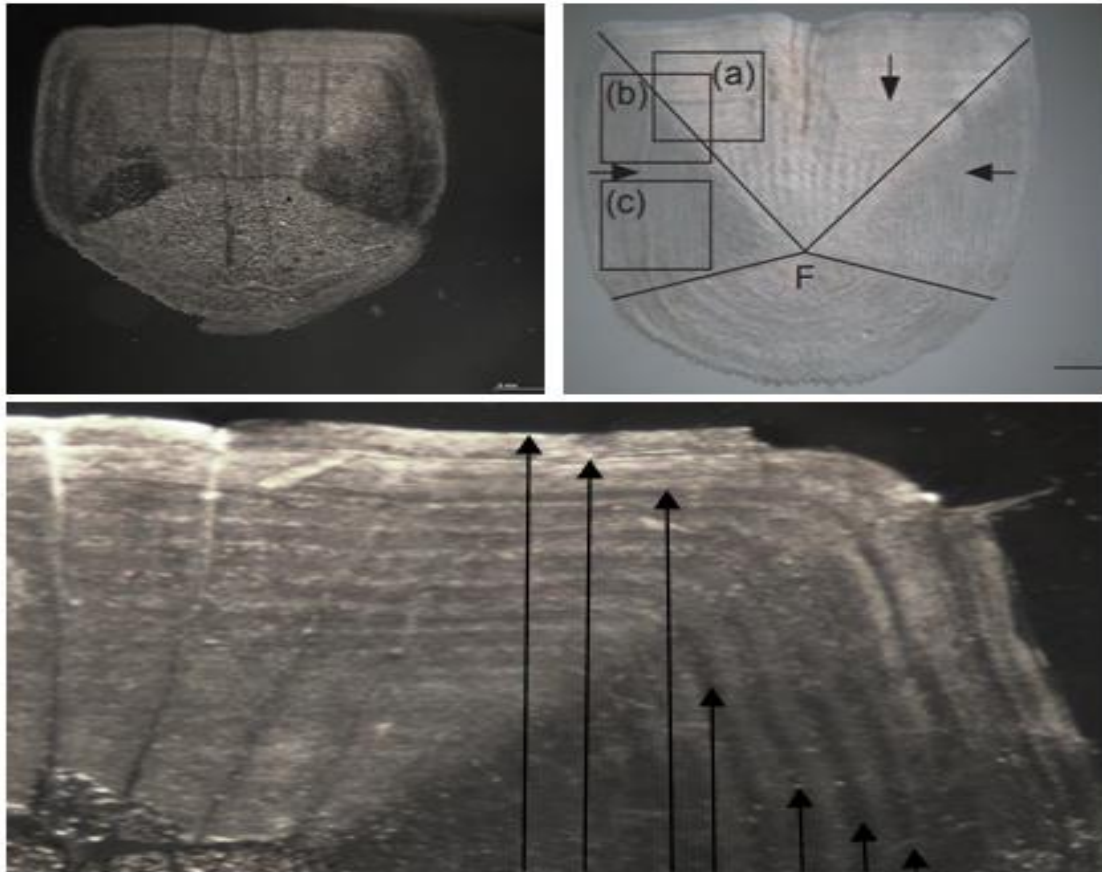


Fig. 42: Structure microscopique des anneaux dans la région antérieure basale (a), dans la région basale-latérale (b) et dans la région latérale (c) d'une écaille à l'échelle d'un > 1 an chez *Mugil cephalus* âgé de 6 ans capturés en mai 2013 dans le littoral occidental algérien.

Les observations faites sur les écailles et les otolithes ont permis de déterminer la clé âge-longueur ainsi que les paramètres de croissance des espèces étudiées selon le modèle de **Von Bertalanffy (1938)**.

Les deux tableaux suivants résument la clé âge longueur pour le *Mugil cephalus* en utilisant deux méthodes directe d'estimation (scalimétrie, otolithométrie).

Grâce à la lecture des pièces calcifiées, l'âge individuel des *Mugil cephalus* a été estimé à partir du nombre d'annuli vrais et désigné par les signes conventionnels I, II, III(**Tesch, 1968 in Philippart, 1971**). Le chiffre désigne le nombre d'années de croissance entière (nombre d'annuli) le signe + symbolise la croissance au-delà du dernier annulus.

Nous rappelons que les alevins du groupe 0+ et même les juvéniles du groupe I+ n'ont pas été capturés, vu l'engin de pêche utilisé (Tab.19, 20).

Tab. 19 : Âge du *M. cephalus* dans le littoral occidental algérien selon la longueur totale par la méthode directe l'otolithométrie.

Âge (année)	I+	II+	III+	IV+	V+	VI+	VII+
Lt (cm)	/	22.1-23.9	23-28.9	29-35	37.3-46.5	49-53.5	53.6
Moyenne (cm)	/	23.5	24.6	32.3	39.7	51.0	53.6
Erreur standard	/	0.682	0.399	0.906	0.85	0.102	0

Tab. 20: Âge du *M. cephalus* dans le littoral occidental algérien selon la longueur totale par la méthode directe la scalimétrie

Âge (année)	I+	II+	III+	IV+	V+	VI+	VII+
Lt (cm)	/	20.2-23	24.4-34	34.9-38	40-50	51-53.6	/
Moyenne (cm)	/	20.8	30.02	37.0	45.45	51.03	/
Erreur standard	/	0.629	0.97	0.48	0.84	0.68	0

Les résultats obtenus par scalimétrie et par otolithométrie n'ont pas montré de différence significative entre les deux méthodes pour *M. cephalus*.

2. Comparaison entre les résultats de croissance de la méthode directe et ceux de la méthode indirecte de détermination de l'âge *M. cephalus*

La figure 43 représente une comparaison entre les deux méthodes d'identification d'âge chez le *Mugil cephalus* du littoral nord occidental algérien.

Au cours de la première phase, l'accroissement moyen annuel en longueur est entre 20cm et 30 cm Tandis qu'au cours de la seconde, il est de 40cm à 50cm

Chez *Mugil cephalus* nous avons aussi décelé deux phases de croissance. La première phase regroupe les individus des groupes d'âges II dont l'accroissement moyen annuel en longueur est entre 20.8 et 23.9 cm. La seconde phase concerne les groupes d'âge 5 à 6 avec un accroissement moyen annuel en longueur entre 51 et 53.6 cm.

Les hormones sexuelles ralentissent la croissance, celle ci diminue au fur et à mesure que l'âge augmente, mais les poissons croissent durant toute leur vie (Gerdeaux, 1985 in Pourriot et Meybeck, 1995).

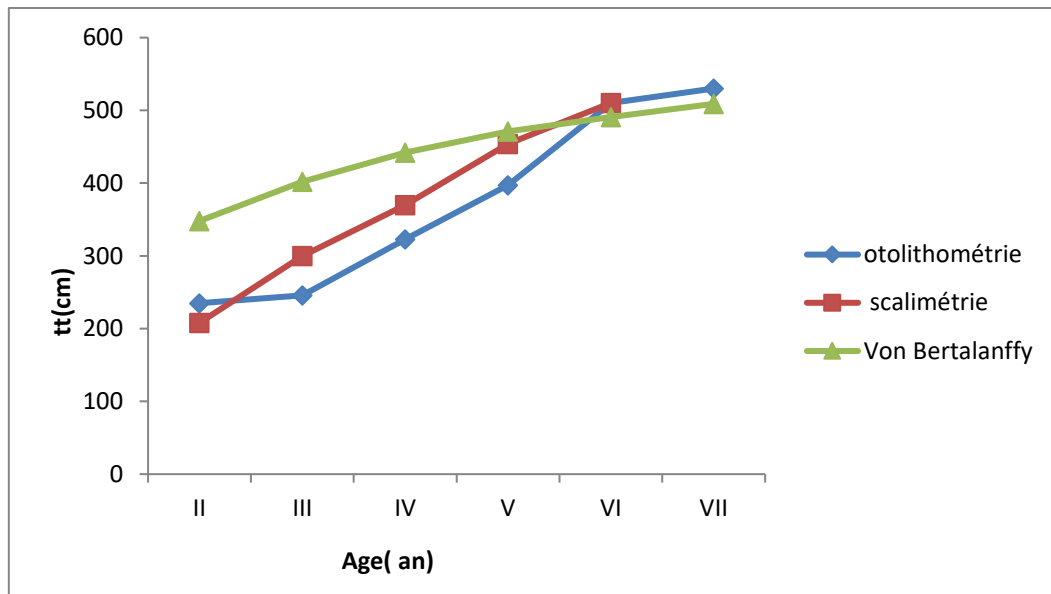


Fig. 43 : Comparaison des courbes de la croissance en longueur de *M. cephalus* dans le littoral occidental algérien selon les groupes d'âge à partir des observations des méthodes directes et la méthode de (Von Bertalanffy).

En résumé, la croissance en longueur chez le *M. cephalus* diminue avec l'âge. Elle est très rapide chez les juvéniles et lente chez les adultes.

L'application de l'ANOVA n'a pas noté de différence significative entre les résultats obtenus par les trois méthodes : Scalimétrie, otolithométrie, et Von Bertalanffy ($p = 0,072$).

IV. Discussion

Les résultats obtenus dans la présente étude nous a permis d'estimer les paramètres de croissances de *Mugil cephalus* avec des techniques reposent essentiellement sur l'étude de la structure en longueur de la population de *M. cephalus*.

Dans la première partie de ce chapitre nous avons utilisé deux logiciels FISAT II (sous programme ELEFAN) et l'analyse des fréquences de taille chez cette espèce.

Le modèle de croissance utilisé est celui de **Von Bertalanffy (1938)**, à cause de sa flexibilité qui l'adapte à plusieurs types de croissances, de loin le plus utilisé dans l'estimation de la croissance des poissons. Son application dans ce présent travail donne des valeurs plus proches de celles observées et aussi reste le modèle le plus employé par les chercheurs en halieutique.

La longueur asymptotique L_{∞} par la méthode ELEFAN chez les deux sexes est identique, elle est estimée à 55.65 cm, La valeur de K elle est de 0,33cm/an pour les femelles, 0,27 cm/an pour les mâles. La valeur de t_0 calculé est de -1,42 an pour les femelles et -1,70 an pour les mâles.

Tab. 21 : Paramètres de l'équation de croissance de Von Bertalanffy (K , L_{∞} , t_0) obtenus par différents auteurs pour *Mugil cephalus*

Auteurs	Région	L_{∞} (cm)	K (cm/an)	t_0 (an)
Thakur, 1966	Inde	89,62	0,15	0,2
Zaky-rafail, 1968	Egypte	74,0	0,39	0,38
Okumus et basçınar, 1997	Turquie	71,88	0,25	-0,56
Aleleye-wokoma et al., 2001	Nigeria	33,2	0,55	0,15
Vincent, 2010	Mexique	63,08	0,22	-0,64
Sahoo et al., 2012	Inde	60,6	0,28	-0,74
Sarr et al., 2012	Sénégal Fleuve	♀- 73,44	0,31	-0,05
		♂73,09	0,32	-0,03
Mili et al., 2015	Tunisie Barrage Bir Mchergu	51,38	0,20	1,24
Mili et al., 2015	Tunisie Barrage Joumine	65,17	0,24	0,06
Mili et al., 2015	Tunisie	71,36	0,16	0,04
Présent Travail	Algérie Nord Occidental	♀55,65	0,27	-1,70
		♂55,65	0,33	-1,42

Tab. 22: Valeurs des coefficients (a) et (b) de la relation taille-poids du *Mugil cephalus* dans différentes zones d'études

Paramètres	a	b	Zone d'étude	Source
<i>Mugil cephalus</i>	10^5	2.977	Inde	Sahoo et al., 2012
	0.014	2.88	Nigeria	Aleleye-wokoma et al., 2001
	$6,537 \cdot 10^{-6}$	3.094	Turquie Mer de marmara	Erman, 1959
	$4,418 \cdot 10^{-5}$	2.896	Egypte	Zaki rafail, 1968
	0.012	2.779	Grèce	Koutrakis et Tsikliras, 2003
	0.023	2.765	Inde	Muran et al., 2012
	0.01	2.940	Tunisie Barrage Bir Mcherua	Mili et al., 2015
	0.005	3.096	Tunisie Barrage Jourmine	Mili et al., 2015
	$4.00 \cdot 10^{-3}$	2.771	Mexique	Espino-Barr et al., 2016
	0.009	2.97	Algérie Littoral occidental	Présent travail

La comparaison des paramètres du modèle de croissance de Von Bertalanffy estimés pour *M. cephalus* avec d'autres auteurs et régions est présentée dans le tableau 22.

Dans l'ensemble, pour les mugilidés et mises à part quelques exceptions, la littérature fournit des tailles assez voisines les unes des autres (Mili et al., 2015 ; Sahoo et al., 2012) .

La variabilité du coefficient d'allométrie peut être expliquée par l'effet combiné de plusieurs facteurs qui peuvent interagir tels que le nombre de poissons examinés, les conditions du milieu, a et b sont des facteurs caractéristiques du milieu et de l'espèce (Kraïem, 1979), dans cette étude une allométrie minorate chez les *M. cephalus* cela indique que le poids croît relativement moins vite que la longueur nos résultat est pratiquement identique a ceux obtenus par (Harchouche, 2006).

D'après King (1996a) si « b » est inférieur à 3 le profil allométrique négatif de la croissance. Il a souligné que l'exposant (b) dans la relation longueur-poids des poissons est habituellement 3. La valeur « b » est très proche de 3,0 mais varie entre 2,5 et 3,5. Si la valeur « b » pour le poisson est 3, le poisson se développe isométriquement; s'il est supérieur à 3, le poisson présente une allométrie positive et s'il est inférieur à 3, le poisson présente une allométrie négative (Tesch, 1968). Les biologistes des pêches ont également déclaré que les valeurs « a » et « b » diffèrent non seulement selon les espèces, mais également selon les espèces, selon le sexe, le stade de maturité, les habitudes alimentaires, etc. (Qasim, 1973a, Bal et Rao, 1984).

Les coefficients de corrélation obtenus sont voisins de 1, montrant ainsi une très bonne dépendance entre les différentes variables mesurées.

En général, les valeurs de la relation entre la longueur et le poids obtenues dans la présente étude sont semblables à celles trouvées par d'autres chercheurs (Tab. 22).

Rais et Turki, (1989) et Kraïem, (1995) ont rapporté par ailleurs que les muges ont une croissance plus rapide dans les lacs ou les réservoirs d'eau douce qu'en milieu marin. En plus des causes de variabilité de la croissance sus indiquées résultante des facteurs biotiques et abiotiques, **Gautier et Hussenot, (2005)**, n'excluent pas l'origine génétique des stocks qui influe sur la différence de croissance de *M. cephalus*.

Ces différences de croissance observées pour les mulets sont très probablement expliquées par l'effet de la température, de la salinité ainsi que par la quantité de nourriture disponible, la densité des populations, la saison de pêche et le stade de maturation. Cependant, des différences de croissance selon l'origine génétique des stocks ne sont pas à exclure (**Gautier et Hussenot, 2005**).

En effet, ces facteurs agissent essentiellement sur le développement embryonnaire, sur l'incubation des œufs et sur la croissance des juvéniles (**Djemali, 2005**). Ceci est en parfaite concordance avec un meilleur métabolisme dû à des températures annuelles de la surface de notre zone d'étude.

Nos résultats corroborent d'une part des études se rapportant à la croissance relative de *M. cephalus*, mais ils présentent des différences avec certains travaux d'autre part (Tab. 21,22).

L'âge de *M. cephalus* peut être déterminé en utilisant les deux méthodes directes de la sclérochronologie, parce que le nombre d'annuli était cohérent entre ces 2 structures calcifiées (otolithe et écaille). Cependant, chaque structure calcifiée a ses avantages et inconvénients.

Cette méthode d'identification d'âge indique que les annulus des écailles et otolithes sont déposés en hiver. Annuli dans les structures calcifiées sont généralement formés au cours de la croissance lente période où les poissons sont à basse température et environnements de mauvaise nutrition (**Bilton et Robbins, 1971**).

Facteurs intrinsèques, tels que ontogénétiques changements, le taux métabolique, la maturation et la densité de population ainsi que des facteurs extrinsèques comme l'environnement migratoire, la disponibilité de la nourriture et la température ont tous le potentiel d'influencer la croissance du poisson et le taux de dépôt subséquent d'annuli (**Panfili et al., 2002**).

Al-Husaini et al., (2001) et **Hsu et Tzeng, (2009)** ont indiqué que la zone opaque des otolithes sous microscopie à lumière transmise est formé dans la période de croissance lente, tandis que la zone translucide est formé dans la période de croissance rapide en semi-tropicale espèce.

Ibáñez-Aguirre et Gallardo-Cabello (1996) ont indiqué que les zones opaques des otolithes le mullet se forment en hiver ou pendant la période de frai, tandis que les zones à croissance rapide se forment en été quand les poissons se nourrissent activement et grandissent vite.

Cette première étude comparative de détermination d'âge par les différentes méthodes (directes et indirectes) confirme qu'il n'y a pas de différence significative entre les résultats de ces deux méthodes indiquant que, ces deux méthodes peuvent être utilisées pour l'étude de l'âge de *M. cephalus*.

La concordance du nombre de classes d'âges détectés par ces deux méthodes permet de conclure que ces deux méthodes sont utiles pour l'étude de la dynamique des populations et d'évaluation des stocks de l'espèce.

Conclusion

La croissance linéaire est pratiquement la même pour les deux sexes alors que la croissance pondérale est en faveur des mâles durant toute leur vie. L'estimation de l'âge à l'aide des sclérochronologie a permis de distinguer 7 groupes d'âge pour l'ensemble des individus.

Les résultats obtenus pour la détermination de l'âge de *M.cephalus* dans le littoral occidental algérien par les méthodes directe (scalimétrie et l'otolithométrie) et par la méthode indirecte sont similaires. La concordance du nombre de classes d'âges détectés par ces deux méthodes permet de conclure que ces deux méthodes sont utiles pour l'étude de la dynamique des populations et d'évaluation des stocks de l'espèce.

Quatrième chapitre

***Etude de la bioaccumulation des métaux lourds (ETM)
et leur impact sur l'espèce Mugil cephalus du littoral
occidental algérien***

I. Introduction

Les écosystèmes estuariens et côtiers sont des milieux de plus en plus affectés par les activités humaines. L'industrialisation et le développement urbain, agricole ou touristique des villes en zone côtière sont les principales causes de l'augmentation de la pression exercée sur ces milieux (Bresler *et al.*, 2003; Huang *et al.*, 2007; Magni, 2003; Rao *et al.*, 2007 ; Memet et Bülent, 2012 ; Xuelu et Chen-tung, 2012). De plus, les rejets urbains et l'utilisation de l'océan comme dépotoir peuvent mener à de hauts niveaux de pollution dans les écosystèmes marins, côtiers et estuariens (D'Adamo *et al.*, 2008; Rao *et al.*, 2007; Smolders *et al.*, 2003). Ce développement de l'activité humaine et industrielle s'est longtemps poursuivi au détriment des cours d'eau en considérant qu'ils pouvaient supporter tous les rejets industriels et/ou urbains de manière illimitée. Ce mode de gestion de l'eau a eu pour conséquence une accumulation de contaminants dans les sédiments et dans les organismes marins dont le transport le long de la chaîne alimentaire représente un danger potentiel pour la santé humaine (Boening, 1999 ; Daby, 2006).

Parmi ces polluants, les éléments traces métalliques (ETM) représentent un groupe dangereux pour le milieu aquatique à cause de leur rémanence, leur toxicité et leur tendance à la bioaccumulation. Certains de ces éléments (Zn, Cu) présentent un caractère essentiel pour la vie, par contre, d'autres (Cd, Pb) n'ont, à ce jour, aucun rôle biologique connu et ont une toxicité avérée (Altindag *et al.*, 2005).

Ces polluants piégés dans les sédiments et les matières en suspension peuvent, sous certaines conditions, être relargués dans la colonne d'eau et exercer des effets délétères sur la faune aquatique, les ressources halieutiques mais également sur les êtres humains. Dès lors, il est devenu indispensable d'évaluer la qualité de ces milieux aquatiques. Dans ce sens, depuis quelques années, de nombreuses études ont été effectuées. Celles-ci ont d'abord été menées d'un point de vue écotoxicologique pour détecter la présence de polluants et évaluer leurs concentrations.

Les problèmes liés à la contamination des milieux aquatiques par les ETM ont été tout d'abord mis en relief dans les pays industrialisés, en raison de leur tissu industriel très important et diversifié.

II. Pollution du Milieu milieux littoraux

II.1.1. Importance écologique des milieux littoraux

Situées à l'interface entre terre et mer, les zones côtières et estuariennes représentent des zones de transition qui sont considérées parmi les milieux les plus productifs de la planète (McHugh, 1967; Whittaker, 1975; Costanza *et al.*, 1997). L'hydrodynamisme particulier de ces zones entraîne la présence de nombreux gradients qui varient spatialement à différentes échelles de temps. Les systèmes côtiers et estuariens sont ainsi principalement caractérisés par des variations spatiales des gradients de salinité, de turbidité, en oxygène dissous, ainsi que des variations temporelles du gradient de température (McLusky et Elliott, 2004). Les apports de nutriments issus des eaux de ruissellement des bassins versants permettent un enrichissement naturel des eaux côtières. Ces nutriments sont intégrés dans les réseaux trophiques et soutiennent ainsi une forte productivité (Teal et Teal, 1962; Christensen et Pauly, 1998; Laffaille *et al.*, 2002). Ces écosystèmes participent plus globalement au fonctionnement général de la biosphère en participant à la dynamique des échanges gazeux et en recyclant les nutriments, en particulier l'azote et le carbone, grâce à l'activité intensive des détritivores et de la boucle microbienne. Dans les milieux tidaux tempérés, la production primaire est assurée par le phytoplancton et le microphytobenthos, telles que les diatomées ou les cyanobactéries, par les macrophytes aquatiques, comme les herbiers de zostères ou les ulves, et par les végétaux associés aux zones humides comme les marais intertidaux ou les roselières. Cette production est à l'origine de l'abondance de consommateurs primaires, en particulier des crustacés (amphipodes, mysidacés, gammaridés) qui eux-mêmes attirent de nombreux carnivores. Ces consommateurs secondaires sont représentés principalement par des invertébrés zooplanctivores ou invertivores et poissons. Les zones côtières et estuariennes font fonction de nourricerie pour les juvéniles de nombreuses espèces de poisson. Ces habitats sont ainsi essentiels au recrutement des populations adultes qui sont largement exploitées par les pêches commerciales (Beck, *et al.*, 2001; Costa *et al.*, 2002; Vasconcelos *et al.*, 2007). Les estuaires servent également de zones de reproduction pour certaines espèces de poissons et de voie de passage obligatoire pour les poissons migrateurs amphihalins. Enfin, les vasières intertidales et les marais salés, alimentent de nombreux oiseaux, échassiers, canards, oies, rapaces, *etc.*, et servent de zone d'hivernage pour certains oiseaux migrateurs (Fig.43).

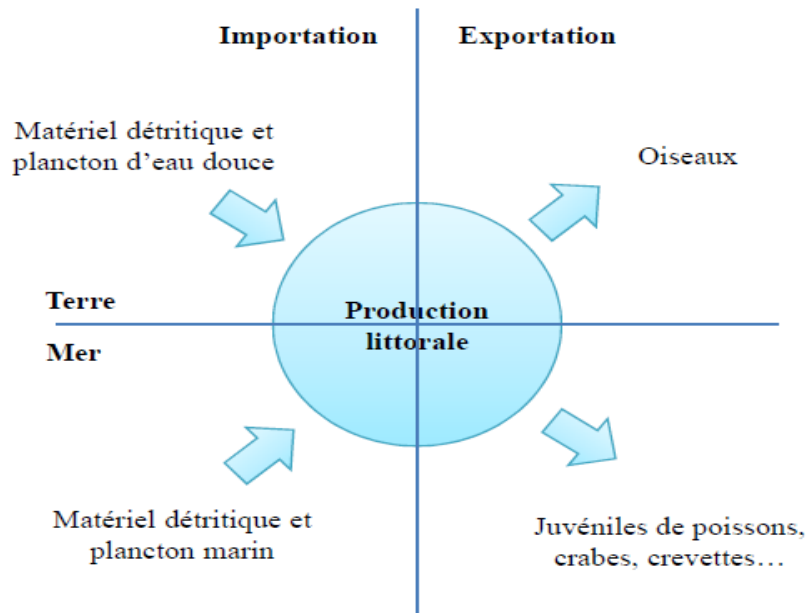


Fig. 43 : Flux de matières dans les milieux tidaux situés entre la terre et la mer
(modifié de Reise, 1985).

II.1.2. Perturbations des milieux littoraux

Toutes les aires littorales ne sont pas d'importance équivalente (Pihl *et al.*, 2005). En effet, ces aires sont typiquement sujettes à une forte variabilité environnementale naturelle qui peut imposer un stress considérable sur les organismes (Wedemeyer *et al.*, 1990). En milieu côtier ou estuarien, les organismes doivent faire face à des variations des facteurs environnementaux comme la salinité, la turbidité ou la disponibilité en oxygène. A ces facteurs d'origine naturelle, s'ajoutent des perturbations d'origine anthropique. En effet, les estuaires et zones côtières peuvent être considérés comme les environnements les plus dégradés subissant les effets de l'implantation humaine depuis des siècles (Edgar *et al.*, 2000).

Plus de 60 % de la population mondiale vit à moins de 60 km des côtes (Post et Lundin, 1996). Les aménagements qui en découlent ont conduit notamment à l'endiguement des marais, ou poldérisation, qui entraîne une perte importante d'habitats essentiels et principalement au niveau des zones intertidales (McLusky *et al.*, 1992). Par exemple, sur l'estuaire de la Seine, 100 km² de zones intertidales ont disparu depuis 1850 (Dauvin, 2008). Parmi les activités anthropiques, la pêche est à l'origine d'effets plus ou moins directs sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes estuariens. Elle entraîne des modifications dans l'abondance et la structure en taille et en âge des populations ciblées mais également des

organismes non ciblés (**Blaber et al., 2000**). De plus, la présence de grands ports industriels dans les aires littorales s'associe à un important trafic fluvial et à des activités de dragage pour la maintenance des chenaux de navigation. Différents aménagements sont créés au sein des zones portuaires afin de maintenir de bonnes conditions de navigation et de faciliter la manutention portuaire et le stockage des marchandises. Parmi les activités qui portent le plus préjudice à la qualité du milieu portuaire, on trouve le dragage et la remise en suspension des sédiments, l'exploitation des terminaux et l'activité de la réparation navale. Ces aménagements portuaires induisent de lourdes contraintes sur le fonctionnement écologique des estuaires et sont également responsables de la disparition de grandes surfaces de zones intertidales. En particulier, les dragages qui sont effectués au moment de la construction du port mais également de façon périodique pour enlever les sédiments qui se sont accumulés dans les chenaux et les darses, sont à l'origine de différents effets sur l'environnement. Ils induisent une hausse de la turbidité suite à une remise en suspension des sédiments sous-jacents anoxiques (**Marchand, 1993**) et favorisent ainsi l'apparition dans ces zones de déficit en oxygène dissous et la libération de contaminants potentiellement toxiques piégés préalablement dans le compartiment sédimentaire. En effet, les zones côtières et estuariennes représentent des zones de dépôt pour une large variété de substances d'origines naturelles ou anthropiques (**Kennish, 1997**). A l'interface des zones continentales et océaniques, les sédiments côtiers et estuariens jouent le rôle de filtres et de réservoirs pour les contaminants mais sont aussi d'importantes sources de contamination qui tendent à dégrader la qualité de ces habitats (**Courrat et al., 2009**).

II.1.3 Pollution de l'environnement littoral

Le Gesamp (1983) définit la pollution marine comme l'introduction, directe ou indirecte, par l'homme, de substances ou d'énergie dans le milieu marin (y compris les estuaires) lorsqu'elle a des effets nuisibles tels que dommage aux ressources biologiques, risques pour la santé de l'homme, entrave aux activités maritimes, notamment la pêche, altération de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation, et dégradation de valeurs d'agrément. Cette perturbation anthropique des milieux marins comprend la pollution chimique mais également la pollution bactériologique qui correspond à l'introduction de germes qui prolifèrent dans le milieu et la pollution thermique représentant une modification des températures de l'eau.

A ceci, s'ajoutent les effets liés aux apports de matières sédimentaires ou l'introduction d'espèces allochtones. La pollution chimique est une pollution engendrée par des substances chimiques normalement absentes, ou présentes dans l'environnement dans des concentrations

naturelles plus faibles. Elle peut être divisée en deux types : la pollution accidentelle et la pollution chronique du milieu.

II.2. Types de pollution

De nombreux critères ont été retenus afin de réaliser une classification des pollutions. En conséquence, ce n'est pas une entreprise aisée car aucune ne peut prendre en compte la totalité des paramètres permettant leur discrimination de sorte qu'aucune n'est en conséquence entièrement satisfaisante.

Un des critères les plus évidents consiste à grouper les agents polluants selon leur nature. On distinguera donc des agents *physiques* (rayonnements ionisants, réchauffement artificiel du milieu ambiant dû à une source de chaleur technologique), *chimique* (substances minérales, organiques ou encore de nature biochimique), enfin *biologique* (micro-organismes pathogènes, espèces exotiques invasives introduites artificiellement par l'homme et, en date récente, apparition de nouveaux problèmes liés à la pollution de l'espace rural par les OGM).

On peut encore classer les pollutions sur des critères environnementaux, en prenant en considération le milieu (air, eau et sol), ou le compartiment de l'écosphère afférent (atmosphère, hydrosphère, lithosphère)- dans lequel ils sont « mis et sur les biocénoses desquels ils exercent leurs perturbations.

On peut aussi se placer d'un point de vue toxicologique et considérer le milieu ou la manière par laquelle ils contaminent les organismes. On distinguera ainsi, selon la voie de contamination des polluants par inhalation (voie respiratoire), par contact (voie percutanée ou transtégumentaire selon le type d'organisme considéré) ou encore par ingestion (voie trophique). En réalité, aucune de ces méthodes de classification n'est vraiment satisfaisante car une même substance peut présenter diverses modalités d'action. (Ramade, 2011).

II.3. Nature et source de pollution

3.1. Pollution domestique

Les principaux polluants apportés sont salins (chlorure de sodium de régénération des résines échangeuses d'ions des adoucisseurs d'eau, des fers à repasser ou des lavevaisselle), tensioactifs (borates, polyphosphates des détergents), bactériologiques (*Escherischia coli*, Entérocoques fécaux,...), hormonaux (pilule anticonceptionnelle..).

Outre les ions apportés en solution, la pollution domestique émet des matières en suspension, en particulier organiques. Il faut y ajouter les déchets de bricolage (solvants des peintures,

huiles de vidange...), engrais et pesticides utilisés à forte dose dans les jardins privés. (Gilli *et al.*, 2008).

3.2. Pollution des effluents urbains

Les déchets organiques sont les principaux polluants d'eau urbains. Leur dégradation consomme l'oxygène dissous dans l'eau. Les engrais engendrent des développements d'algues excessifs, qui consomment aussi de l'oxygène dissous. L'huile de vidange, souvent jetée illégalement dans les collecteurs d'eau pluviale, et les métaux lourds sont des polluants courant. Ils sont emportés par les collecteurs vers les rivières et les fleuves. (Raven *et al.*, 2008)(Fig.44).

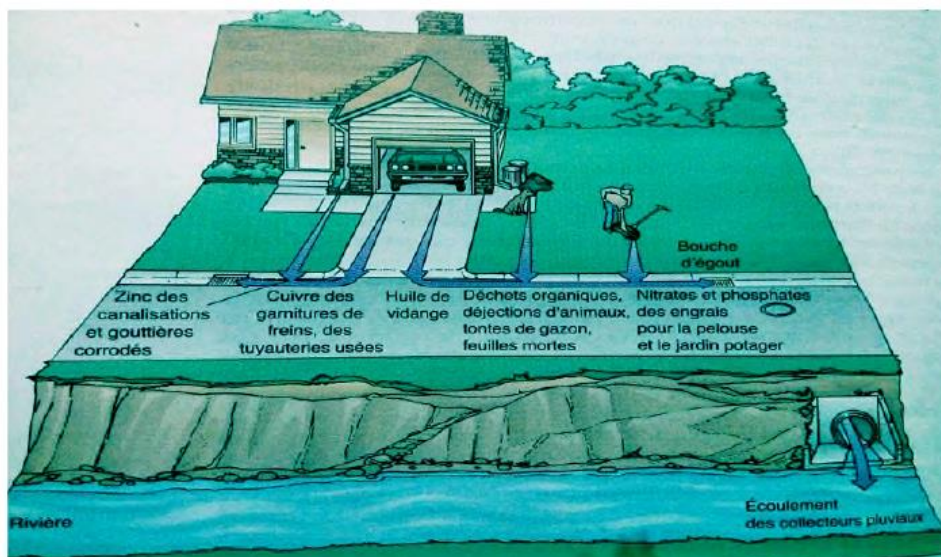


Fig. 44 : Ruissèlement urbain. (Raven *et al.*, 2008)

3.3. Pollution industrielle

Diverse dans sa composition, la pollution industrielle comprend des effluents liquides, des fuites de stockage ou de canalisations, des résidus solides qui, souvent dans le passé, ont été utilisés comme remblais. Si les effluents liquides subissent aujourd'hui des traitements spécifiques efficaces, les fuites sont toujours difficiles à détecter et à maîtriser, et l'abandon des sites donne des friches industrielles dont les sols sont pollués et susceptibles de contaminer les nappes qu'ils recouvrent. Ainsi, dans la vallée du Rhône, une nappe couverte par de tels remblais, produit pour un syndicat alimentant 200 000 consommateurs, des eaux polluées par du méthylbenzène et des solvants chlorés. (Gilli *et al.*, 2008)

3.3 Pollution d'origine agricole

L'agriculture peut produire une pollution ponctuelle, comme les fuites de stockage des sous-produits de l'élevage : jus de fumiers ou d'ensilage, ou les fuites d'engrais ou de produits phytosanitaires, lors de la préparation des solutions à épandre ou lors du rinçage du matériel. De plus, les engrais et pesticides épandus constituent une source de pollution diffuse, la végétation et le sol constituant un réservoir de polluants facilement mobilisable par l'eau d'infiltration. Cette pollution est mise en circuit lorsque les conditions météorologiques sont défavorables, par exemple lorsqu'une pluie de 30 mm suit l'épandage. D'autre part, si le stade phénologique de la culture n'est pas consommateur d'azote, le stock accumulé dans le sol sera intact au moment de la pluie. Ainsi, l'épandage de lisier de vache en période de neige dans le Haut-Doubs se traduit par un pic de pollution dans les eaux souterraines karstiques sous-jacentes, alors que le même apport sur la prairie en cours de croissance est écrêté. La solution est d'accroître la capacité des fosses des agriculteurs, afin qu'ils puissent stocker leurs effluents hivernaux, et de les former aux bonnes pratiques environnementales. Par ailleurs, le sol est un réacteur qui dégrade les molécules initialement utilisées sur les cultures, et certains produits phytosanitaires peuvent s'y transformer (exemple, l'acétochlore qui se transforme en acide sulfonique et en acide oxalinique) (Gilli et al., 2008).

II.4. Types de polluants chimiques

4.1. Métaux

Les métaux sont naturellement présents dans les roches et minerais de la croûte terrestre, généralement sous la forme d'oxydes, de carbonates, de silicates ou de sulfures. Une partie des métaux présents dans les sédiments côtiers provient donc de l'altération de ces roches et de l'érosion du bassin versant. D'autres phénomènes, tels que le volcanisme, les feux de biomasse et les sources thermales, contribuent au rejet de métaux dans l'environnement (Rocher, 2003). A ces apports naturels se sont ajoutés les métaux émis à la suite des activités humaines: exploitation des gisements et utilisation des métaux dans de nombreux secteurs d'activité (métallurgie, fonderie, incinération des déchets, combustion des matériaux fossiles et des carburants, épandage de produits phytosanitaires et de fertilisants en agriculture). Les métaux sont présents dans la colonne d'eau et les eaux interstitielles sous forme d'ions libres, de complexes inorganiques et organiques dissous, ou sont liés aux particules en suspension. Les effets toxiques des métaux ainsi que leur comportement au sein du milieu aquatique

(mobilité, biodisponibilité) vont dépendre en grande partie de leur spéciation, qui correspond à leur répartition en différentes espèces, formes ou phases (solubles et/ou insolubles) (**Boust et al., 1999**). La fraction réactive du sédiment regroupe les particules susceptibles de relarguer les éléments métalliques qu'elles contiennent lors d'une remise en suspension du sédiment et/ou de la modification d'un ou de plusieurs paramètres biogéochimiques (modification de l'activité bactérienne, du potentiel d'oxydoréduction, du pH...) (**Di Toro et al., 1990; Cooper et Morse, 1998; Huerta Diaz et al., 1998; Simpson et al., 2000**). Certains métaux sont essentiels pour les organismes vivants (Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, V, Se, As) et indispensables à certaines fonctions biologiques mais l'augmentation de leur concentration peut aboutir à des phénomènes de toxicité sur les organismes. Pour d'autres éléments tels que l'Ag, le Cd, le Hg et le Pb, ce caractère essentiel n'a pas été détecté (**Mason et Jenkins, 1995**). Ils entraînent des effets biologiques délétères à de très faibles concentrations et représentent donc des substances considérées comme prioritaires pour la surveillance du milieu marin (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin, RNO).

4.2. Hydrocarbures aromatique polycycliques (HAPs)

Les hydrocarbures sont des produits naturels composés uniquement d'atomes de carbone et d'hydrogène. Ils sont, dans des conditions normales de température et de pression, solides (paraffine), liquides (essences, pétrole, etc.) ou gazeux (méthane, butane, etc.). Au sein de cette famille, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) composés d'au moins deux cycles aromatiques fusionnés, occupent une place particulière en raison de leurs propriétés toxiques (**Iarc, 1983; Baumann, 1989; NTP, 1999**). Seize HAP ont été définis comme polluants organiques prioritaires par l'Agence pour la Protection de l'Environnement des Etats-Unis (EPA US) (**Keith et Teillard, 1979**). Les propriétés physico-chimiques des HAPs dépendent de la structure et de la masse moléculaire des composés et conditionnent leur distribution dans l'environnement.

Les HAPs sont rejetés près des raffineries ou dans les ports (pollution tellurique), et également en haute mer par le déversement des eaux de ballast des pétroliers ou accidentellement après naufrage (pollution pélagique) (**Marteil, 1974**). Le trafic maritime mondial est le facteur le plus important de pollution par les HAPs. Environ deux millions de tonnes de ces composés aromatiques peuvent être rejetées par déballastage chaque année sans compter les nombreux accidents de navigation responsables de la perte en mer de près d'un million de tonnes de pétrole supplémentaires (**Marteil, 1974**).

4.3. Polluants organiques persistants

Les polluants organiques persistants (POP) sont des composés organiques qui, à des degrés divers, résistent à la dégradation photolytique, chimique ou biologique principalement par voie bactérienne. Les POP sont souvent halogénés et se caractérisent par une faible solubilité dans l'eau et une solubilité élevée dans les lipides. Ils persistent dans l'environnement, s'accumulent dans les tissus des organismes vivants à travers la chaîne alimentaire, et présentent le risque d'entraîner des effets indésirables sur les organismes vivants. De par ces propriétés de persistance et de bioaccumulation, ces molécules ont tendance à se déplacer sur de très longues distances et se déposer loin des lieux d'émission, typiquement des milieux chauds (à forte activité humaine) vers les milieux froids (en particulier l'Arctique). Les POPs au contraire des HAPs ou métaux n'existent pas naturellement et proviennent de produits chimiques industriels et de sous-produits de certaines combustions et procédés de l'industrie chimique. Ils comprennent les PolyChloroBiphényle (PCB) dont 7 congénères sont particulièrement persistants et présents dans l'environnement (*congénères* 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180), les pesticides les plus nocifs, dont le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), les dioxines et les furannes.

II.5. La pollution en Méditerranée occidentale

Le littoral de la Méditerranée occidentale est en industrialisation constante. Il devient le siège d'une pollution inquiétante pour les ressources futures et pour la santé du consommateur de produits marins:

- à de fortes concentrations de polluant, il peut y avoir atteinte directe et destruction des espèces;
- à des concentrations sublétales, certaines substances, tels que les métaux lourds, les pesticides, les hydrocarbures, sont accumulés par les organismes et les concentrations augmentent aux différents niveaux des chaînes alimentaires;
- à des concentrations très faibles qui, apparemment, n'altèrent pas la productivité des espèces, il peut y avoir des perturbations profondes mais perceptibles seulement à long terme par trouble des relations inter-espèces.

Chez de nombreux organismes, ces relations sont régies par des composés chimiques qui, émis dans le milieu, contrôlent les réflexes de nutrition, de reproduction, etc. La présence de polluants peut bloquer leur synthèse; ou empêcher qu'ils soient perçus.

La pollution par les métaux et les hydrocarbures présente des dangers certains pour la Méditerranée à court et long terme (**Donnier, 2007**).

II.6. La pollution des eaux marines en Algérie

L'Algérie, pays méditerranéen, est touchée ces dernières années par ce problème de pollution. L'urbanisation, est l'une des tendances fortes de l'occupation de l'espace littoral algérien. C'est un espace linéaire, étroit voire fragilisé : les wilayas situées sur le littoral couvrent 45 000 Km² et 12.5 M d'habitants y vivent (1999) soit 43 % de la population sur 1.9 % du territoire national.

Cette forte pression humaine, qui le plus souvent s'explique par des considérations socioéconomiques, génère de fortes pollutions multiformes (organique, chimique, thermique, actérienne...) qui ont nécessairement un impact sur l'organisation de la vie des organismes aquatique (**Lieutaud, 2003**).

Cet espace est le support de nombreuses activités humaines : activités balnéaire, nautique (port de commerce, plaisance), commerciale ou militaires (Mers El Kébir). Beaucoup de grandes villes littorales ont leurs décharges situées non loin de la mer et les nuisances olfactives sont notoires ; c'est le cas de la décharge d'Oued Smar à Alger (**Lieutaud, 2003**).

Le littoral algérien est ceinturé par un ensemble de complexe industriel de tailles et de productions très variées; peu d'entre eux sont dotés de stations de détoxicologie, mais on peut penser qu'à l'avenir ces entreprises doteront de telles installations, ne serait-ce que pour consolider leur image de marque (**Boutiba, 2003**).

Cette littoralisation de l'habitat et des activités de l'Homme, marqué par une certaine anisotropie, s'accompagne d'une touristisation (terme proposé par **Rognant in Lieutaud, 2003**) croissante ; la conjonction de l'urbanisation, du développement des activités et de la touristisation contribue à une artificialisation des paysages de plus en plus grandes (**Lieutaud, 2003**).

En Algérie, les rejets sont responsables des principaux apports. Les concentrations maximales de Hg et de Ni se situent à Skikda, Annaba, Oran et Alger, et du mercure a été relevé à Alger (**Taleb et al., 2007; Soualili, 2008**).

Les eaux usées sont l'une des causes majeures si ce n'est la plus importante source de dégradation de l'écosystème marin côtier algérien. Ces eaux usées chargées pour l'essentiel de matières organiques, de matières en suspension, de détergents et des huiles lubrifiantes génèrent des pollutions organiques et chimiques. Cette situation est aggravée par le déficit en traitement des eaux avant leur rejet en mer dans la plupart des cas. La quasi-totalité des eaux

d'épuration sont soit inopérantes ou fonctionnant par intermittence ou partiellement. Le déficit du prétraitement dans les entreprises et l'absence de prise en charge que pose l'élimination des boues d'épuration compliquent la situation. Ces rejets se répandent au gré des courants et vents et provoquent ainsi un déséquilibre biologique du milieu marin.

L'enquête initiée par le bureau d'étude « Génie et Environnement » sur la situation de traitement des eaux usées en milieux urbains en Algérie a permis de recenser 46 stations de traitement pour 15 000 000 d'habitants, dont 14 sont fonctionnelles avec un taux de couverture de 6.3 % des besoins nationaux. Ces stations inopérantes (à l'arrêt) sont au nombre de 32 pour une capacité de traitement pour 1718333 habitants soit un taux de couverture de 12 % des besoins nationaux (**Ghodbani, 2001**).

Lors des grandes crues, les oueds (Tafna, Mactaa, Chéelif) qui se jettent directement dans le bassin algérien y charrient plusieurs millions de tonnes de métaux lourds, des pesticides et des désherbants qui s'accumulent dans les sédiments marins où s'introduisent dans les chaînes alimentaires (**Boutiba et al., 1996**).

Selon le rapport national sur l'état de l'environnement, établi en 2000, «chaque année environ 100 millions de tonnes d'hydrocarbures transitent près des côtes algériennes et 50 millions de tonnes sont chargées à partir des ports nationaux». D'après un rapport de l'Organisation des Nations Unies pour le Développement Industriel (**ONUUDI**), 12 000 tonnes de pétrole sont déversées annuellement dans la région côtière lors des déballastages et 10 000 tonnes envahissent la mer lors des chargements au niveau des ports.

Une étude sur les ports et le littoral algériens, financée par le Programme d'Assistance Technique pour la Protection de l'Environnement Méditerranéen (**METAP**) et réalisée en **1994**, avait établi un diagnostic de l'état de l'environnement exigé par les dispositions de Marpol 73-78 que l'Algérie a ratifiée en 1988. Ses chiffres portent sur une autre échelle et sont donc différents des précédents : 500 millions de tonnes d'hydrocarbures et 400 000 tonnes de produits chimiques transitent chaque année à bord de 8 300 navires le long des côtes du Maghreb. Dans la même étude, les services compétents avaient alors recensé sur les 10 ans 88 accidents le long des côtes algériennes avec un déversement de 52 000 tonnes de produits. En raison de la présence d'activités pétrolières en Algérie, les sédiments portuaires et côtiers présentent de fortes concentrations en hydrocarbures pétroliers totaux ainsi qu'en HAP (Tab. 23).

Tab. 23: Concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) dans les sédiments portuaires en Algérie.

Ports	HPT en mg kg p.s
Oran	1500-17000
Arzew	930-8600
Béthioua	67-940
Mostaganem	1600-8800
Ténès	680-990
Alger	1900-31000
Bejaïa	140-260
Jijel	180-430
Ancien port de Skikda	450-2000
Nouveau port de Skikda	79-120
Annaba	130-6200

On note aussi que le déballastage des huiles et lubrifiants des bateaux se pratique à proximité du littoral sans contrôle sérieux, les ports algériens sont sous-équipés en matière de stations de déballastage. Il est fréquent de constater la présence de mazout et autres produits hydrocarbures sur les plages. Mais il n'y a jamais eu de marées noires ni de déversements de produits chimiques spectaculaires.

L'industrie algérienne dominée par les activités pétrochimique, chimique, sidérurgique et aujourd'hui agroalimentaire s'est concentrée dans la bande littorale où l'on recense plus de 50 % des unités industrielles nationales. La zone algéroise concentre à elle seule 38 % des unités industrielles du pays. Le Cadastre des déchets réalisé par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (**MATE**) met en évidence la présence en zone littorale de 786 unités industrielles, 21 zones d'activités, 13 zones industrielles, 14 sablières, 27 carrières et 91 industries à risque (**Grimes, 2010**) (Tab. 24)

Tab. 24 : Principales sources de la pollution industrielle des wilayas littorales
(Grimes, 2010) (D : Domestique – I : Industrielle).

wilayas Littorales	Source de Pollution Industrielle
Tlemcen	ALZINC (D-I)
Béni Saf	Ciment, Ferphos Sablière Terga (D)
Oran	Pétrochimie, ENGI, Alzofer, EMB, Fertilge (D)
Mostaganem	Soachlore, Giplait, Megisserie, Papier, Sucre, Agro-alimentaire (D-I)
Chlef	PMI-PME, Alufer, Alumetal, Papier, verrerie (D)
Tipaza	PMI-PME, Alufer, Alumetal, Papier, verrerie (D)
Alger	Corps gras, Agroalimentaire, Papier, Cosmétique, Centrale électrique, Tannerie Hydrocarbures (I-D)
Boumerdès	Laiterie, Agroalimentaire, Aluminium, Médicaments, Centrale électrique (D-I)
Tizi-Ouzou	Abattoirs, Agroalimentaire, Laiterie, Huilerie, Electroindustrie Cotonnière (D-I)
Bejaïa	Agro-alimentaire, Corps gras, Emballage, Hydrocarbures, Naphtal (I-D)
Jijel	Conserverie, Agroalimentaire, Verre, Centrale électrique, Tannerie (D)
Skikda	Pétrochimie, Centrale électrique, Gaz industriels (I-D)
Annaba	Agro-alimentaire, Ferphos, Ferroviaire Arcelor Mittal, Centrale électrique, engrais azotés et phosphatés (I-D)
El Kala	Conserverie, Agroalimentaire, Galvatube, Aciérie, Centre d'enfutage (D)

II.7. Les sources de pollution marine implantées sur le littoral ouest algérien

- L'usine d'électrolyse de zinc de Ghazaouet (Metanof)
- La cimenterie de Beni-Saf.
- La zone industrielle d'Arzew considérée comme l'un des plus importants ports pétroliers d'Algérie, à qui s'ajoute le complexe de liquéfaction du gaz (GNL).

Au niveau de Mostaganem plusieurs complexes sont implantés :

- La CELPAP : Entreprise Nationale de la Cellulose et du Papier, située en bordure du golfe.
- L'ENASUCRE : Entreprise Nationale de Sucre, située dans la partie ouest de la ville, sur la route nationale d'Oran-Mostaganem.
- La SAAC: Société Algérienne d'Accumulateurs (unité de fabrication des accumulateurs à plomb), située dans la partie Sud-est de la ville.

- Les rejets non traités se font directement en mer de ces complexes auxquels s'ajoutent les rapports telluriques provenant des complexes à l'intérieur du pays (complexe de papier Saida, complexe téléphone Tlemcen, industrie du textile

Au niveau de Tlemcen

- L'industrie agro-alimentaire,
- agriculture Mascara, etc. (**Boutiba et al, 2003**).

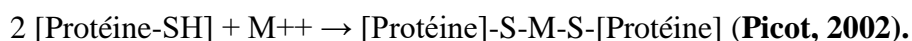
Toutes ces menaces sont encore plus graves, si l'on considère le fait, trop souvent occulté ou sous-estimé, que la Méditerranée est une mer pratiquement fermée, dont le rythme de renouvellement de ses eaux est de l'ordre de 80 ans. Cela signifie que toute cette durée doit s'écouler pour qu'une goutte d'eau polluée doit être remplacée par une goutte d'eau pure) (**Boutiba et al, 2003**).

Le littoral ouest algérien n'échappe pas à cette pollution et fait parties des zones écologiquement fragiles en Méditerranée.

III. La pollution par les métaux lourds Métaux lourds

III.1. Définition des métaux lourds

La notion de métaux lourds est apparue lorsque les premiers biologistes ont cherché à caractériser les protéines qui contenaient du soufre. Les sels solubles dans l'eau du plomb, du mercure et du cadmium, ajoutés à une solution aqueuse d'une protéine, conduisaient à la formation de précipités volumineux et très denses dus à une 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)

M⁺⁺ : forme ionisée divalente du métal lourd (Hg⁺⁺ pour le mercure, Pb⁺⁺ pour le plomb et Cd⁺⁺ pour le cadmium). Les propriétés néfastes du mercure, du plomb et du cadmium, à savoir : grande affinité pour le soufre, forte bioaccumulation dans les chaînes alimentaires et importante toxicité pour de nombreux êtres vivants (microbes, plantes, animaux, Homme), se retrouvent aussi chez certains 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 ». C'est pourquoi la classification des métaux lourds est souvent discutée.

La contamination des écosystèmes aquatiques par les ETM un sérieux problème d'environnement de plus en plus inquiétant. Dans certains écosystèmes aquatiques, ces produits chimiques peuvent être à l'origine de la disparition de certaines espèces animales et/ou végétales, et par voie de conséquence, entraîner le dysfonctionnement de la chaîne trophique (faible biodiversité). Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'écosystème aquatique dans le monde (eau, sédiment, faune et flore) (**Langstone et al, 1999**). Selon **Forstner et Wittman (1981)** ainsi qu'**Amiard.Triquet et Amiard (2008)**, une fraction importante des métaux lourds présents dans l'environnement aquatique est associée d'une manière réversible aux sédiments superficiels.

Généralement, on considère que la classe d'éléments traces métalliques (ETM) regroupe nombre de métaux de transition, tels que le plomb, le cuivre, le zinc, le mercure, etc, qui présents à l'état naturel dans l'environnement, un certain nombre d'entre eux participent au fonctionnement de processus biologiques.

La pollution due aux activités de l'homme a augmenté considérablement la concentration de certains de ces éléments traces, qui deviennent alors des polluants. Certains métaux lourds sont toxiques au-delà d'une concentration seuil, généralement dépassée du fait de la pollution. D'autres le sont sous certaines formes chimiques (**Picot, 2002**).

Normalement dans les écosystèmes aquatiques naturels, ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces en $\mu\text{g/l}$, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (**Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003**).

Pour évaluer l'impact d'un métal lourd dans l'environnement, la seule présence n'est pas suffisante. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux des concentrations anormalement élevées par rapport au fond géochimique (**Alloway et Ayres, 1997**).

Ces dernières décennies, la présence de métaux lourds à des concentrations supérieures aux charges naturelles, est devenue un problème de plus en plus préoccupant. Il faut en imputer la rapide croissance démographique, une urbanisation accrue, l'expansion des activités industrielles, de la prospection et de l'exploitation des ressources naturelles, l'extension de l'irrigation et la propagation d'autres pratiques agricoles modernes, ainsi que l'absence de réglementations concernant l'environnement (**Land-Based Activities, 2010**).

Ces éléments traces métalliques ont des effets très différents sur le milieu vivant. Quelques-uns sont nécessaires pour les organismes ; ils sont dits « *essentiels* », bien qu'à des fortes concentrations, ils peuvent être nocifs pour les organismes. Parmi ces éléments qui sont essentiels (micronutriments), et dont l'absence entrave le fonctionnement ou empêche le développement d'un organisme, on trouve le Fer, le Manganèse, le Zinc et le Cuivre pour les plantes et les animaux. Par ailleurs, le Cobalt, le Chrome et le Selenium sont essentiels seulement pour les animaux, alors que Mo est un micronutriment pour les végétaux. Ces éléments constituent des enzymes et protéines qui sont très importantes dans les processus métaboliques des organismes (**Alloway et Ayres, 1997**). Selon ces auteurs, si ces éléments essentiels se trouvent être en fortes concentrations, ils peuvent devenir toxiques pour les organismes.

III.2. Origine des ETM

Dans les sciences de l'environnement, sont qualifiés de ETM, souvent de façon abusive, l'ensemble des métaux et métalloïdes présents à l'état de traces quelles que soient leurs masses molaires. Aujourd'hui, l'appellation d'« éléments traces métalliques » (ETM) qui regroupent les métaux et métalloïdes dont la teneur est inférieure à 1mg.g⁻¹ dans le sédiment est préférée à celle de métaux lourds par la plupart des scientifiques (**Duffus, 2002**). Compte tenu de la toxicité des ETM, il importe d'en connaître la source et de savoir ce qu'ils deviennent dans l'environnement sachant que les ETM qui entrent dans l'environnement aquatique proviennent à la fois de sources naturelles et de sources anthropogènes (**Dell'Anno et al., 2003 ; Chatterjee et al., 2007 ; Tranchina et al., 2008**).

2.1. Origine naturelle

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans les roches et la croûte terrestre en faibles concentrations (fond géochimique) (< 110 ppm dans les sols) (Sigg et al, 1992) (Tab. 25) Ainsi, dans la croûte terrestre, ces éléments sont normalement présents à de faibles teneurs, chacun n'excédant pas 0,1% de la composition totale de celle-ci (**Alloways et Ayres, 1997 ; Callender, 2003**)

Tableau 25 : Concentration ($\mu\text{g/g}$) de quelques ETM dans la croûte terrestre
(Alloway et Ayres, 1997).

Métaux lourds	Croûte terrestre
Cd	0,1
Co	20
Cu	50
Mn	950
Ni	80
Pb	14
Zn	75

Ces faibles concentrations en ETM constituent le fond géochimique d'un certain environnement. Bien connaître le fond géochimique est essentiel pour évaluer la contamination en ETM car leur seule présence n'est pas suffisante, l'important étant de tenir compte de concentrations anormalement élevées par rapport au fond géochimique (Alloway et Ayres, 1997). Parmi les importantes sources naturelles des ETM pour l'hydrosphère, citons l'activité volcanique, l'altération des continents et les incendies de forêts (Rocher, 2003 ; Spencer et MacLeod, 2002). La contribution des volcans peut se présenter sous forme d'émissions volumineuses mais sporadiques dues à une activité explosive, ou d'émissions continues de faible volume, résultant notamment de l'activité géothermique et du dégazage du magma (Zoller, 1984). Par ailleurs, il faut noter que l'atmosphère étant une voie de transfert privilégiée de nombreux contaminants métalliques (cas en particulier du mercure, du cadmium et du plomb via les précipitations), on considère que la contamination métallique est ubiquiste. En conséquence, on peut considérer que toute matrice en équilibre avec l'atmosphère (cas de l'eau de mer) a un niveau de concentration en métaux supérieur à celui qu'elle avait aux époques préindustrielles. Dès lors, dans le milieu marin et estuarien, on ne mesurera donc jamais directement un bruit de fond géochimique, mais plutôt, dans les zones les moins contaminées, un niveau de référence actuel.

2.2. Origine anthropique

De par leur utilité, les éléments traces métalliques ont de tous temps été utilisés par l'homme (par exemple : Pb, Sn et Hg pour la fabrication de miroirs, sels de chrome pour le tannage des

peaux, Zn dans la protection contre la corrosion, Ni et Cd dans les accumulateurs des batteries, Pb dans les carburants). Ces ETM obtenus par extraction et transformation de minerais qui en contiennent naturellement sont alors plus ou moins mobilisés et peuvent se retrouver dans le milieu aquatique. L'entrée des ETM dans l'environnement aquatique peut être le résultat soit de déversements effectués directement dans les écosystèmes marins et dans les eaux douces suite à des rejets ponctuels (station d'épuration, sites miniers, installations industrielles), soit d'un cheminement indirect comme dans le cas des décharges sèches et humides et du ruissellement agricole (**Novotny, 1995 ; MacFarlane et Burchett, 1999 ; Kamau, 2002 ; Praveena et al., 2010**). Ainsi, les sociétés industrielles (industries minières, industries de métallurgie, raffinerie, etc.), grandes productrices et consommatrices de métaux, relarguent dans l'environnement des quantités considérables d'éléments toxiques, tels que Pb, Zn, Cd, Ni, Cu etc. En dehors de ces industries, les activités agricoles (engrais, pesticides), portuaires mais aussi les quantités croissantes de déchets domestiques constituent des sources anthropiques non négligeables (**Nriagu et Pacyna, 1988 ; Quentin, 2001**). Ces contaminants finissent par se retrouver plus ou moins rapidement dans les milieux aquatiques où les sédiments qui sont les lieux de stockage des contaminants peuvent être fortement pollués surtout en zones industrialisées et/ou urbaines. Le tableau 26 résume les principales sources anthropiques des métaux dans l'environnement.

Tab. 26 : Sources des ETM étudiés dans l'environnement
(Dean et *al.*, 1972 ; Martin et *al.*, 1979 ; Ross, 1994 ; Baize, 1997; Meybeck et *al.*, 2007)

1. Les mines et les fonderies de métaux	a) Terrils et résidus – contamination par lixiviation et érosion éolienne (Cd, Hg, Pb) b) Résidus dispersés par les eaux – contamination des sols suite aux crues, inondations, etc. (Cd, Pb) c) Transport des minerais (Cd, Pb) d) Fonderie – contaminations dues aux poussières et aérosols (Cd, Pb) e) Industrie du fer et de l'acier (Cu, Ni, Pb) f) Traitement des eaux (Zn, Cu, Ni, Cr, Cd)
2. Les industries	a) Plastiques (Co, Cr, Cd) b) Textiles (Zn, Al) c) Microélectronique (Cu, Ni, Cd, Zn) d) Traitement du bois (Cu, Cr) e) Raffineries (Pb, Ni, Cr)
3. Les retombées atmosphériques	a) Sources urbaines/industrielles, dont incinérateurs et élimination des déchets (Cd, Cu, Pb) b) Industries pyro-métallurgiques (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) c) Gaz d'échappements automobiles (Mo, Pb) d) Combustion des carburants fossiles (dont les centrales énergétiques) (Pb, Zn, Cd)
4. L'agriculture	a) Engrais (ex : Cd, Mn et Zn dans certains engrais phosphatés) b) Lisiers (ex : Cu dans des lisiers de porcs et de volailles, Mn et Zn dans certains lisiers de ferme) c) Chaulage (Pb) d) Pesticides (Cu, Mn et Zn dans les fongicides, Pb utilisés dans les vergers) e) Eaux d'irrigation (Cd, Pb) f) Corrosion des métaux (Fe, Pb, Zn)
5. Les dépôts de déchets sur les sols	a) Boues d'épuration (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) b) Percolât des décharges (Cd, Fe, Pb) c) Tas de ferrailles (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) d) Feux, cendres etc. (Cu, Pb)

3. Importance et toxicité des ETM

En principe, certains métaux, comme aussi les autres éléments, peuvent être essentiels pour un organisme, par exemple une plante ou un animal ou être « non nécessaires ». (**Bliefert et Perraud, 2011**).

3.1 Métaux essentiels

Ont un comportement diversifié. On entend par là des métaux dont l'organisme a besoin dans des concentrations bien déterminées, s'il veut vivre « normalement »- sainement-et qui doivent lui être fournis par la nourriture. Le fait qu'un élément soit essentiel ou non dépend de sa participation ou non à des réactions biochimiques dans l'organisme correspondant. (Bliefert et Perraud, 2011).

3.2. Métaux non nécessaires

Ces métaux ne sont pas nécessaires à la vie, mais ils perturbent souvent le cours normal des processus métaboliques, même à l'état de traces ; à l'exception de faibles doses tolérables, de tels métaux ont souvent un effet toxique. (Bliefert & Perraud, 2011).

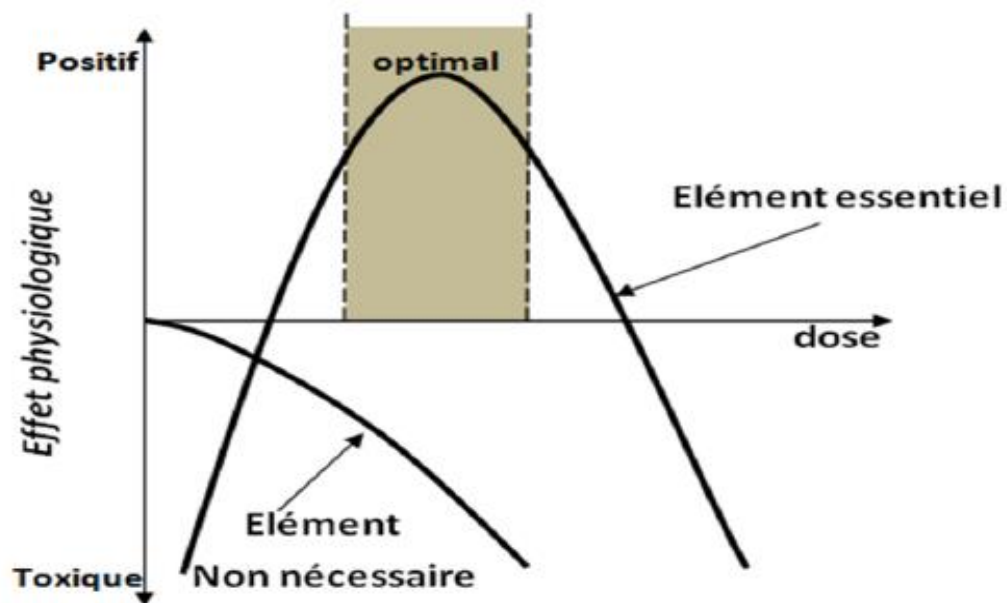


Fig. 45: Relation dose effet d'éléments essentiels (par exemple Zn, Cu) et non nécessaires (par exemple Cd, Pb). (Bliefert et Perraud, 2011).

4. Distribution des ETM dans le milieu aquatique

L'écosystème aquatique sert d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes. Il est composé d'éléments abiotiques (l'eau et les sédiments) et d'éléments biotiques (la faune et la flore). Suite à leur entrée dans les écosystèmes aquatiques, les ETM se répartissent dans tous les compartiments (eau, sédiment, faune et flore) et se trouvent dans les fractions solubles, colloïdales et particulaires,

principalement sous forme de cations métalliques (**Langstone, 1999 ; Reyms-Keller et al., 1998 ; Du Laing et al., 2009a**).

4.1. ETM dans les organismes aquatiques

L'eau transporte les ETM et les insère dans les chaînes alimentaires (algues, poisson, etc.). Même si les métaux lourds sont le plus souvent présents à l'état de trace, ils n'en restent pas moins des micropolluants très dangereux, puisque leur toxicité se développe par bioaccumulation dans les organismes ce qui entraîne leur concentration dans un faible volume (**Defew et al., 2005 ; Raju et al., 2010**). En règle générale, plus un élément est concentré dans l'environnement, plus il l'est dans les organismes filtreurs bien qu'il existe des exceptions comme par exemple le cuivre pour lequel les moules possèdent un système de régulation (**Chiffolleau, 2001**).

Dans les écosystèmes aquatiques, les cinétiques et niveaux de contamination des producteurs primaires (végétaux) sont deux paramètres importants à étudier car ils influencent la contamination des organismes de niveau trophique supérieur. Néanmoins, il est difficile de déterminer si les végétaux extraient un élément à partir du sédiment et/ou de la fraction dissoute dans la colonne d'eau. Il semblerait cependant que les teneurs métalliques soient généralement plus importantes dans les parties au contact du sédiment que dans celles au contact de l'eau (**Ribera et al., 1996**).

S'agissant des poissons, la voie branchiale et le processus concomitant de respiration/osmorégulation constituent les principales voies d'absorption des ETM (**Waite et al., 1988**). Même si la contribution respective de chacune de ces deux voies est difficile à quantifier, il est important de signaler le très faible taux d'assimilation lors de la digestion (< 5 %) de la plupart des ETM (**Environnement Canada, 2003**).

La contamination par ingestion ne pourra donc se révéler importante que pour des organismes ayant un comportement alimentaire qui les expose à des niveaux de contaminants élevés. Ainsi, compte tenu du fait que les sédiments accumulent les concentrations les plus élevées et les charges les plus importantes dans les écosystèmes dulçaquicoles (**Hynes, 1990**), l'ingestion de sédiment et de nourriture contaminés représente une voie de contamination importante pour les poissons évoluant dans des milieux impactés par les métaux (**Kovalsky et al., 1967 ; Emery et al., 1981, Swanson, 1982, 1983 et 1985**). Les espèces de poissons benthiques se nourrissant d'organismes benthiques et évoluant à la surface des sédiments sont donc celles qui sont les plus susceptibles d'accumuler de larges quantités de métaux contrairement aux espèces pélagiques (**Ribera et al., 1996**).

4.2. Spéciation des ETM en milieu aquatique

La répartition d'un métal selon ses différentes formes est communément appelée spéciation (**Stumm et Morgan, 1996**). Celle-ci a été définie par **Uré et Davison (2002)** comme la description des différentes espèces, formes ou phases sous lesquelles un élément est présent. De manière plus explicite, la spéciation est tout simplement la distribution d'un élément suivant des espèces chimiques définies dans un système donné (composition isotopique, état d'oxydation, complexes organiques et inorganiques, complexes organométalliques, complexes macromoléculaire). En milieu aquatique naturel, les ETM existent sous forme dissoute ou particulaire et s'associent aux différentes espèces chimiques en solution. Ils forment des complexes avec de nombreux ligands (organiques et inorganiques) ou s'adsorbent sur des surfaces minérales ; le métal dissous sous la forme ionique, dite libre, subsiste alors en faible proportion (Fig. 46).

Les eaux de surface contiennent un mélange de cations majeurs, de ligands inorganiques (OH, Cl, SO₄²⁻, HCO₃⁻, PO₄³⁻) et organiques (substances humiques et fulviques) en solution. De plus, les éléments dissous sont en contact avec les particules du sol, des sédiments ou matières en suspension, qui agissent comme des surfaces d'échange complexes. Le comportement d'un métal dans un écosystème aquatique (Fig.46) dépend donc des conditions physico-chimiques du milieu et il peut exister sous différentes formes, réparties entre la phase dissoute et la phase particulaire (**Buffle, 1988; Stumm et al., 1996**) :

- ion libre hydraté ;
- complexé par des ligands organiques et/ou inorganiques
- adsorbé sur des colloïdes ou particules inorganiques (FeOOH, Fe(OH)₃, oxydes de Mn, Ag₂S, argiles) et organiques.

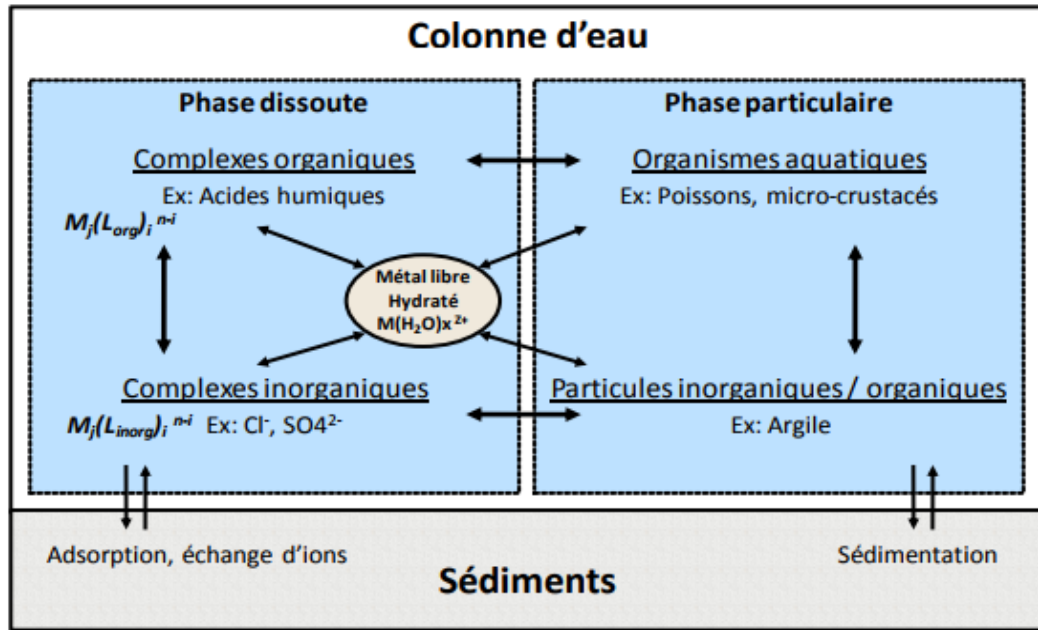


Fig. 46 : Illustration des principales interactions entre les éléments traces métalliques et les différents ligands influençant la spéciation des métaux en milieu aquatique (Buffle, 1988).

5. Caractéristiques toxicologiques des ETM

Les métaux lourds peuvent être plus ou moins toxiques pour les organismes et il existe des espèces plus ou moins tolérantes ou résistantes. Certains métaux (Na, K, Ca, Mg, As, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Si, Sn, V et Zn) sont considérés comme essentiels pour les êtres vivants alors que d'autres qualifiés de non essentiels (Hg, Ag, Cd et Pb), à l'inverse des précédents, n'ont aucun rôle biologique actuellement connu (Förstner et Wittmann, 1979). La toxicité des ETM dans le milieu aquatique dépend de nombreux facteurs et peut se traduire par l'apparition d'effets pathologiques allant des perturbations métaboliques au cancer (Calow, 1994). Ainsi, les métaux lourds peuvent induire un grand nombre de manifestations toxiques au niveau de nombreux organes comme le rein, le foie, le tractus digestif, l'appareil cardio-vasculaire, les os, le système reproducteur, le système nerveux. S'il a été observé chez l'homme (dernier maillon de la chaîne trophique) des affections telles que le saturnisme (Chiffolleau, 2001, Fairbrother et al., 2007), des dysfonctionnements urinaires avec le cadmium, des retards de croissance chez le phytoplancton avec le cuivre, des perturbations sur la spermatogenèse du poisson avec le plomb et l'arsenic, des effets cancérogènes ou mutagènes ont été notés avec As, Cd, Cr, Co, Ni (Hartwig et al., 2002 ; Chen et White, 2004). Comme nous venons de le voir, de manière très intuitive, on comprend qu'à terme,

l'homme qui peut se trouver à tous les échelons du cycle de répartition des ETM dans l'environnement, va en absorber par différentes voies et devenir lui-même réservoir de métaux lourds avec des conséquences probables sur sa santé.

5.1. Effets à l'échelle moléculaire

Le caractère ubiquiste des processus oxydants et leur implication possible en tant que facteurs de toxicité ont suscité des recherches dans le domaine de l'écotoxicologie. La formation d'oxydants et le déficit en antioxydants étant des signes avant-coureurs potentiels de toxicité, ces paramètres constituent des indicateurs précoces d'une agression toxique. Le stress oxydant défini comme un déséquilibre entre les systèmes pro-oxydants et antioxydants en faveur des premiers (Sies, 1986) va entraîner un ralentissement de la croissance, un brunissement et si le stress est trop important, la mort de l'organisme (Marcato, 2007). D'autre part, certains auteurs suggèrent que les ETM pourraient agir directement par fixation sur les groupements phosphate de l'ADN et catalyser une réaction d'hydrolyse de la liaison sucre-phosphate dont la manifestation directe serait l'apparition de cassures mono ou bicaténaïres (Lin et al., 1993 ; Stearns et al., 2005).

5.2. Effets à l'échelle cellulaire et subcellulaire

La cellule est l'unité biologique fondamentale la plus petite or les ETM peuvent entraîner sa dégénérescence. Les ETM (plomb, cadmium et nickel) peuvent perturber le fonctionnement de la cellule par blocage des échanges membranaires et des réactions enzymatiques (Assouan et al, 2007) et des mécanismes de réparation de l'ADN (Hartwig et al., 1994 ; 1998 ; Hartwig et Schwerdtle, 2002).

5.3 Effets au niveau des tissus et organes

Toutes les protéines contenant du soufre, de structure ou de fonction, sont susceptibles de fixer des ETM ce qui explique que l'impact pathologique des métaux lourds peut se manifester au niveau de tous les organes et de toutes les fonctions. Il a été ainsi observé des atteintes respiratoires (Monleau et al., 2006), une diminution du nombre des globules rouges et une anémie (Suez, 2010), une hausse de la pression sanguine et une accélération du rythme cardiaque (Fardel et al., 2010), une atteinte du tubule proximal qui se traduit principalement par une protéinurie et une amino-acidurie (Griswold et McIntosh, 1973 ; Bentley et al., 1985). Il apparaît donc que les mécanismes par lesquels les ETM exercent une action toxique sont divers et fonction de la manière dont ils sont absorbés, de l'organisme considéré (espèce,

sexe, âge) et de la concentration dans un organe cible (**Rand et al., 1995 ; Amiard-Triquet et Rainbow, 2009**).

6. Mécanisme d'excrétion des métaux

Parallèlement aux étapes de pénétration et de répartition des contaminants au sein de l'organisme, de nombreux mécanismes physiologiques et biochimiques contribuent à les éliminer. Tous les organismes aquatiques piègent des métaux en quantités importantes mais pour beaucoup d'espèces, l'excrétion des métaux accumulés n'est pas négligeable. Les quatre processus principaux sont: la défécation, la perte *via* la surface perméable, la désorption passive et les granules d'expulsion (**Phillips et Rainbow, 1994**). L'organe d'excrétion des métaux est le rein.

Les métaux stockés dans les granules peuvent être perdus à travers le tractus alimentaire sous forme de fèces (**Rainbow, 1990; Wang et Fisher, 1997**). L'égestion par les fèces est le processus dominant pour la décontamination métallique (**Simkiss et al., 1982; Wang et al., 1995**). Ces métaux présents dans les lysosomes ou les sphérocristaux sont excrétés par exocytose du contenu vacuolaire, par épanchement de podocytes rénaux dans le tractus urinaire. A cette voie principale *via* le rein s'ajoute la voie trans-tégumentaire, par synthèse du byssus ou de la coquille ou encore par les gamètes lors de la ponte (**Cossa et Lassus, 1989; Wang et Fisher, 1998b**).

7. Situation générale des métaux en Méditerranée

La Méditerranée est une mer semi-fermée, chaude et salée, entourée de trois continents, les apports atmosphériques et telluriques sont donc importants. Sa superficie est de $2,5.10^{12}$ m², alors que son bassin versant représente $1,8.10^{12}$ m². Le rapport des surfaces bassin versant sur mer est donc de 0,7 alors qu'il est de 0,3 pour l'océan mondial. Cet effet du bassin versant reste toutefois inférieur à ce que subit la mer Noire où le rapport des surfaces respectives atteint 4,4. Le renouvellement de sa masse d'eau superficielle ne se fait complètement que par le détroit de Gibraltar en 70 à 100 ans (**Casas, 2005**). Le renouvellement lent de ces eaux en font un bassin de concentration pour les pollutions : déchets macroscopiques, hydrocarbures, métaux lourds, etc.

Toutes ces caractéristiques font de la Méditerranée une mer particulièrement fragile et vulnérable (**Albakjaji, 2011**).

Espace convoité, le littoral méditerranéen est le siège de nombreuses activités économiques (pêche, industrie, agriculture...), comprend de nombreuses capitales et grandes

agglomérations côtières. Vingt-deux pays sont les riverains de cette mer, en Europe, au Moyen-Orient et en Afrique du Nord (Fig. 47) qui comptent plus de 450 millions résidants en 1996 et l'on estime que ce chiffre passera 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^{ème} siècle (AEE, 1999).



Fig. 47: Pays riverains de mer Méditerranée, avec leurs zones côtières (couleur beige sombre) et les principaux bassins versants en lignes pointillées bleu)
(PAM/PNUE-CAR/PB, 2009).

Parmi les problèmes de l'environnement méditerranéen, l'accent a été mis sur le développement du littoral, l'urbanisation, la pollution et la surexploitation du littoral. Mais les grands fonds de la mer Méditerranée sont considérés par certains auteurs comme figurant parmi les milieux d'eaux profondes les plus lourdement atteints au monde, tout en étant les zones les moins connues au plan de la biodiversité (UNEP-MAP RAC/SPA, 2010): le risque existe qu'une perte importante de biodiversité se produise avant que les scientifiques n'aient le temps de documenter son existence (Briand, 2003 ; Cartes *et al.* 2004).

A l'heure actuelle, un tiers de la population méditerranéenne, soit quelque 145 millions de personnes, est concentré sur la côte étroite, un chiffre qui devrait doubler d'ici 2025. Cette pression démographique en essor constant est renforcée par le tourisme. On estime que les 135 millions de touristes qui ont visité la région en 1996 vont passer à 235–300 millions par an au cours des vingt prochaines années. Or, l'intense urbanisation et l'essor touristique

considérable constituent d'importantes menaces de pollution : 101 sites critiques côtiers sont ainsi menacés pour la plupart par des pollutions d'origine tellurique. Par ailleurs, le transport maritime en Méditerranée a connu un essor important entre 1997 et 2006 avec une hausse de 50 % de la capacité déployée dans les ports méditerranéens passant de 2 565 à 3 815 millions de DWT (poids en lourd) et une hausse de 58 % du transit passant de 312 millions à 492 millions de DWT. Cette forte progression résulte essentiellement des flux commerciaux internationaux et régionaux euro-méditerranéens de biens et de l'augmentation de la taille des navires. Le nombre d'accostages a augmenté de 14% (de 220 665 à 252 538) et celui du transit de 20 % (de 8 169 à 9 812 passages) pour une taille des navires qui a progressé d'environ 30 % (UNEP-MAP RAC/SPA, 2010).

En conséquence, au lessivage naturel des sols et à l'érosion éolienne, s'ajoutent les apports (ou rejets) liés aux activités industrielles, agricoles et urbaines du bassin versant. De plus, les apports atmosphériques, inclus dans la circulation atmosphérique, peuvent venir de régions extérieures au bassin versant: Europe du Nord et régions sahariennes, ce qui représente une forte pression et une grande menace pour le milieu marin en Méditerranée (Fig. 48)

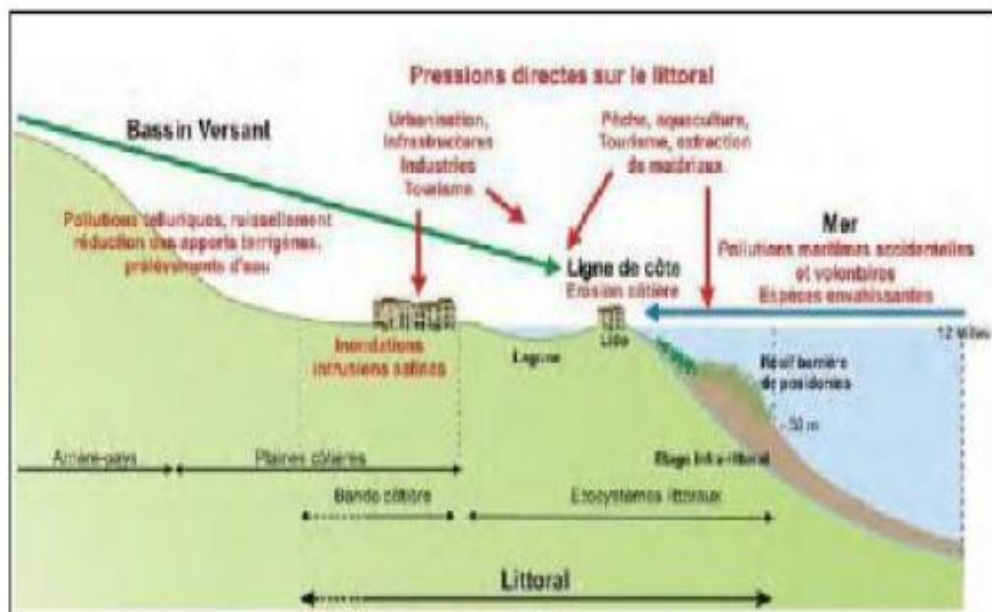


Fig. 48 : Les pressions sur le littoral (Source : **Plan Bleu, 2009**).

Les pays ont identifié, dans le cadre du Programme d'actions stratégiques (PAS) du PNUE, 131 «points chauds de pollution» le long du littoral méditerranéen (Fig. 48) (PAM/PNUE, 2010). Ces «points chauds» sont des sources de pollution ponctuelles ou des zones côtières

polluées qui peuvent affecter la santé humaine, les écosystèmes, la biodiversité, la durabilité ou l'économie.

Sur ces «points chauds», 26% sont urbains, 18% sont industriels et 56% sont mixtes (urbains et industriels). Par ailleurs, 59 zones sensibles (zones marines menacées de devenir des «points chauds») ont également été identifiées le long du littoral méditerranéen. Toutes ces pressions ont conduit à la dégradation de la qualité de l'environnement dans certaines zones côtières. L'effet sur l'environnement en haute mer Méditerranée demeure, toutefois, incertain (PAM/PNUE, 2010).

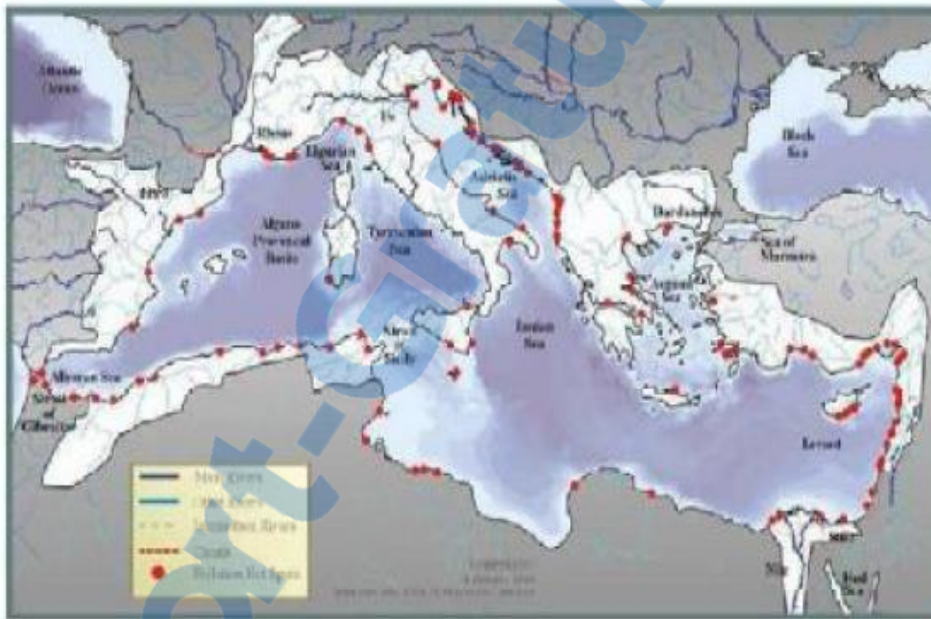


Fig. 49: •Points chauds de pollution le long du littoral méditerranéen
(PAM/PNUE-MED POL, 2010).

Les premières mesures fiables d'éléments traces, réalisées en 1983, ont montré des profils verticaux très différents en Méditerranée de ceux mesurés dans les océans Atlantique et Pacifique (Ruiz-Pino *et al.*, 1990; Ruiz-Pino *et al.*, 1990; Ruiz-Pino *et al.*, 1991). Dans ces deux océans, pour le zinc et le cadmium, par exemple, les profils verticaux s'apparentaient à ceux des éléments nutritifs, à savoir de très faibles concentrations en surface et une augmentation progressive en profondeur. En Méditerranée, ces métaux traces sont plus concentrés dans les couches supérieures que dans les couches inférieures où ils restent en quantité relativement stable. Ces profils particuliers en Méditerranée ont été interprétés par un état non stationnaire, les apports superficiels étant plus forts que le transfert vertical par l'activité biologique et les mouvements hydrologiques.

Cette caractéristique a permis aux chercheurs d'analyser avec plus de facilité l'évolution de la concentration des métaux traces (mercure, cadmium, plomb, cuivre et zinc) provenant de l'atmosphère et des rivières: dus pour l'essentiel aux activités humaines (**Ruiz-Pino et al., 1990; Ruiz-Pino et al., 1990; Ruiz-Pino et al., 1991**).

Les concentrations de métaux dans la chair des mollusques bivalves et les autres organismes, servent souvent d'indicateur pour évaluer la pollution marine, les bivalves accumulant les polluants dans leurs tissus jusqu'à des niveaux élevés en fonction de la pollution biologique présente dans le milieu marin. Sur une période plus récente, la comparaison des niveaux de contamination métallique trouvés dans le cadre des réseaux de surveillance permettent d'observer les différences entre la Méditerranée (réseau RNO: période 1991-1996 et réseau RINBIO: campagne 1998 et 2000, valeur ajustée pour un indice de condition (IC, rapport du poids sec de chair sur le poids sec de coquille) de 0,124 mg.kg⁻¹ p.s.), l'Atlantique et la Manche (Tab. 26).

Dans cette étude, quatre métaux ont été choisis (le cadmium, le plomb, le cuivre et le zinc). Pourquoi distinguer ces quatre métaux ? Pour les deux premiers, il y a d'une part une raison historique. Les premiers biochimistes ont distingué ces deux métaux en raison de leur affinité avec le soufre qui permettait d'identifier les protéines « qui précipitent lourdement » ou donnent facilement des sels (sels de mercure, sels de plomb, etc.). De plus, ils se transportent et changent de forme chimique, ils ont une conductivité électrique élevée qui expliquent leur utilisation dans de nombreuses industries. Enfin, ils présentent une certaine toxicité pour l'homme, entraînant notamment des lésions neurologiques plus ou moins graves. En effet, contrairement aux deux précédents, les deux autres métaux à savoir le zinc et le cuivre sont indispensables au déroulement des processus biologiques et deviennent toxiques qu'au-delà d'un certain seuil (**Casas, 2005**).

Tab. 26 : Comparaison des concentrations pour les 5 métaux étudiés chez les mollusques bivalves des deux réseaux de surveillance français. Concentrations exprimées en mg.kg⁻¹ de poids sec de chair (RNO, 1974-2004; Andral & Stanisiere, 1999; Andral et al., 2001).

	Hg (mg.kg-1) Moy. Min- Max	Pb (mg.kg-1) Moy. Min- Max	Cd (mg.kg-1) Moy. Min-Max	Cu (mg.kg-1) Moy. Min- Max	Zn (mg.kg-1) Moy. Min- Max
RNO Méditerranée	0,1 0,03-0,6	0,9 0,03-17,3	2,62 0,1-34,6	5,9 2,3-29,7	153,3 47-371
RNO Atlantique	0,1 0,01-0,30	0,9 0,01-2,5	2,18 0,6- 6,8	7,2 5-9,90	113,4 40-407
RNO Manche	0,1 0,01-0,47	1,1 0,01-60	1,61 0,4- 4,9	6,7 5-9,90	79,8 30-289
RINBIO 1998	0,2 0,1-0,50	1,2 0,9-3,7	1,8 0,7-2,8	6,7 4,2-14,5	123,3 85,2-78,8
RINBIO 2000	0,1 0,05-0,34	0,9 0,1-5,85	1 0,5-5,4	7,4 5,2-18,3	148,3 116,1-03,2

Ainsi, il est à noter que les niveaux sont sensiblement du même ordre de grandeur, hormis pour les maximums, qui se retrouvent dans tous les cas plus importants en Méditerranée (RNO Méditerranée) qu'en Atlantique ou Manche, mettant en évidence des disparités importantes sur l littoral français.

Une autre étude réalisée sur la moule bleue *Mytilus galloprovincialis*, dans plusieurs zones de Méditerranée a montré globalement que les concentrations de cadmium (Cd), de plomb (Pb) et de mercure (Hg) sont relativement élevées dans les environs de zones urbaines ou industrielles comparées à celles relevées dans les zones rurales situées loin des sources anthropiques de pollution (Tab. 27).

Tab. 27 : Trace de métaux contenus dans la moule bleue *Mytillus galloprovincialis* dans plusieurs zones de Méditerranée.

Lieu	Concentration	Références
Baie d'Izmir	Cd: 1,1 µg/g ph Pb: 1,36 µg/g ph Zn: 279 µg/g ph	Tuncer et Yaramaz, 1982
Côte portugaise	Cd: 1,25µg/g ph Zn: 542 µg/g ph	Coimbra et al. ; 1999
Mer Tyrrhénienne	Cd: 0,23-0,77 µg/g ps Pb: 1,19-4,29 µg/gps	Conti et Cecchetti, 2003
Lagon de Venise	Cd: 0,05-4,65 µg/g ps Pb: 6,18-80,26µg/g ps	Conti et Cecchetti, 2003
Mer Egée -Turquie	Cd: 0,04-0,52 µg/g ph Pb: 0,49-1,72 µg/g ph	Sunlu, 2006
Baie de Mali Ston (Est Adriatique)	Cd: 1,15 µg/g ps Hg: 0,15 µg/g ps Pb : 1,09 µg/g ps	Kljatovic-Gaspic et al.; 2007
Golfe de Taranto (mer ionienne)	Cd: 0,23-0,77 µg/g ps Pb: 1,19-4,24 µg/g ps	Cardelicchio et al., 2008
Baie d'Oran	Cd: 0,67µg/g ph Pb: 1,5 µg/g ph Zn : 89,29 µg/g ph	Rouane et al. , 2012
Note: Ps: poids sec; Ph: poids humide		

8. Biodisponibilité des ETM

La biodisponibilité d'une substance en générale et d'un polluant en particulier a été définie comme la fraction de la quantité totale de ce dernier présent dans le biotope qui est absorbable par des producteurs (végétaux), consommateurs (animaux) et/ou décomposeurs (champignons, bactéries), et qui peut donc être prélevée dans le biotope par un organisme considéré et être transférée, stockée et métabolisée par ce dernier. Il convient toutefois d'exclure de la fraction réputée biodisponible celle qui transite dans le tube digestif des animaux sans être utilisée.

La notion de biodisponibilité est particulièrement importante pour les éléments toxiques (métaux et métalloïdes, tel l'arsenic par exemple) car, selon leur état chimique, ils sont plus

ou moins assimilable sans omettre le fait que toutes choses égales par ailleurs, cet état joue un rôle majeur dans la toxicité d'un élément. La forme chimique sous laquelle se présente un métal donné conditionne les risques qu'il présente pour les organismes exposés et pour les écosystèmes. (**Ramade, 2011**).

9. Bioaccumulation des métaux lourds dans les tissus mous des poissons

La bioaccumulation regroupe tous les processus par lesquels un contaminant va pouvoir entrer dans un organisme, être modifié par des phénomènes de métabolisation, puis être stocké ou excrété dans l'environnement. Tous ces phénomènes vont également conditionner les perturbations plus ou moins délétères des fonctions biologiques (**Boudou et Ribeyre, 1989a, b**). La bioaccumulation des contaminants va être particulièrement influencée par leurs propriétés physico-chimiques, elles-mêmes soumises à l'influence des facteurs abiotiques du milieu. Elle est également dépendante du métabolisme propre à chaque organisme. En effet, la répartition des éléments dans les organes comme les transferts entre les organes, les processus d'excrétion et les effets toxiques vont être dépendants de la forme physico-chimique de l'élément, de la forme de stockage des contaminants et de la physiologie de l'organisme (**Ney & Van Hassel, 1983**).

La bioaccumulation des métaux non essentiels amène à une intoxication des organismes pouvant affecter les organes et les fonctions physiologiques (**Oliveira Ribeiro et al., 2000, 2002**). Les métaux essentiels comme le Zn, le Cu, le Mn et le Mg ont des fonctions physiologiques mais peuvent être toxiques au-delà d'une certaine concentration (**Rietzler et al., 2001**). Les éléments traces métalliques vont pouvoir être stockés sous forme de dépôts granuleux constitués de couches concentriques dans le cytoplasme. Ils peuvent également précipiter sous formes de sels minéraux insolubles (ex. : séléniure de mercure). Enfin, ils peuvent être pris en charge par des protéines de faible poids moléculaire, comme les métallothionéines, localisées au niveau des branchies, du foie, des reins, de l'intestin et en faible quantité dans le sang. Ces protéines assurent ainsi la régulation des concentrations intracellulaires de différents éléments métalliques essentiels ou non (**Hamilton et Mehrle, 1986**). Ce sont surtout l'Ag, le Cd, le Cu, le Hg et le Zn qui seront pris en charge par ces protéines (**Boudou & Ribeyre, 1989**).

Par ailleurs, les branchies apportent une information essentielle quant à la contribution de la voie directe (respiration) dans la contamination de l'individu. De même, l'analyse du tractus gastro-intestinal peut apporter des informations sur la contribution de la nourriture (voie indirecte) dans l'exposition du poisson. Enfin, les éléments traces présentent peu d'affinité

pour les muscles, excepté pour des éléments lipophiles comme le mercure. En revanche, des concentrations importantes des muscles en d'autres éléments peuvent être révélatrices d'une contamination déjà importante.

La répartition du contaminant dans les différents organes, pour des conditions précises d'exposition, révèle une « typologie » plus ou moins spécifique, dont l'analyse fine permet d'expliquer, par exemple, les tendances d'évolution des phénomènes au niveau de l'organisme entier (**Ribeyre & Boudou, 1980; Boudou, 1982**). Les organismes marins accumulent principalement dans deux organes: l'hépatopancréas et le rein. Ces deux organes sont des sites d'accumulation de phosphates de Ca, Sr et Mg ou de protéines de la famille des métalloprotéines pour lesquelles les éléments des groupes IB et IIB ont beaucoup d'affinité.

Par exemple, les métallothionéines (MTs) induites par le cadmium (**Piscator, 1964**) jouent un rôle fondamental dans la défense contre la toxicité de ce métal. En effet, les MTs agissent comme des agents de séquestration des métaux toxiques afin d'empêcher leur fixation sur les sites actifs d'autres protéines provoquant alors leur dénaturation ou leur inactivation. Le mécanisme de détoxification résulterait d'échanges entre les cations toxiques et le zinc sur la protéine. Il faut noter que, si les métaux ainsi séquestrés n'induisent plus d'effet toxique pour l'organisme (ne sont plus biodisponibles), ils ne sont pas pour autant nécessairement excrétés, et peuvent s'accumuler dans les tissus (**McGeer et al., 2003**). Ils peuvent ainsi représenter un danger pour les prédateurs.

10. Bioamplification des ETM dans les organismes marins

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**). La pénétration, le stockage dans les organes cibles et l'élimination seront sous la dépendance des facteurs abiotiques du milieu, de la nature du contaminant et des caractéristiques physiologiques et biochimiques de l'organisme ou de l'espèce considérée.

Quand la contamination se fait, les barrières cutanées et respiratoires (pour la contamination directe), et intestinales (pour la contamination trophique) montrent des propriétés biologiques liées à leur structure et aux conditions physico-chimiques de l'environnement (température, pH, électrolytes, etc.) (**Casas, 2005**). La membrane plasmique est la structure primaire impliquée dans ces processus (**Luoma, et al., 1982**).

11. Processus modifiant la toxicité des métaux

Afin de spécifier l'effet toxique d'une substance vis-à-vis d'un organisme vivant, sa concentration et sa durée d'action s'avèrent être des facteurs décisifs, mais cependant peuvent se modifier en fonction d'autres facteurs : physiologie du poisson (croissance, âge, maturité sexuelle, etc.), le pH, la température, hydrologie, concentration en polluant (**R.N.O, 1988**).

A travers plusieurs études sur un grand nombre d'espèces de Poissons, ils révèlent que les stades les plus jeunes (embryons, larves) sont les plus sensibles aux polluants (**Nelson et al., 1977**), et que le degré de toxicité varie selon le sexe (**Howerth et Sprague, 1978 ; Kumaragura et Beamish, 1981**).

11.1. Effet de la température et de la salinité

Les facteurs agissants sur la toxicité, la température et la salinité du milieu ont été cités par certains auteurs. Selon **NimiI (1983)**, la toxicité aiguë augmente généralement quand la température augmente et la salinité diminue ; conclusion soutenue par **Cossa & Lassus (1989)**. Ainsi plusieurs résultats sur *Fundulus heteroclitus* (poisson estuarien), montrent de larges variations des CL50 attribuables à l'âge, au sexe, ou à la température et salinité ; par exemple, il est moins résistant au cadmium à 20°C qu'à 5°C alors que la toxicité est plus élevée que la salinité est de 15% ou 30% plutôt qu'à 20% (**Cossa & Lassus 1989**).

Concernant les propriétés chimiques de l'eau, **Somero et al (1977)** avancent que le taux de toxicité est plus significatif dans une eau douce que dans une eau de mer. On observe un début d'action létale à 0.6 mg/l pour des jeunes saumons.

11.2. Interaction

Les réactions de types antagonistes (diminution) ou synergique (accrue) ont été mises en évidence pour les métaux lourds, en particulier : le plomb, le zinc, le cuivre, et le silicium (**Cossa & Lassus, 1989**).

Ainsi, la combinaison zinc et cadmium induit une diminution de l'effet toxique, ce qui est dû à leurs propriétés physico-chimiques similaires (**Schroeder et al., 1967 ; Hill et Matrone, 1970 ; Magos & Webb, 1987**). Ces deux métaux sont biologiquement antagonistes, ils entrent en compétition pour le même site et dans de nombreuses métallothioneines, le cadmium peut se substituer au zinc mais non l'inverse, delà sa toxicité résulte d'une saturation des sites disponibles sur les métallosites provoquant leurs dysfonctionnements (**Brown et Parsouns, 1978**).

Eisler et Gardner (1973) ont décrit une synergie cadmium – zinc – cuivre sur *Fundulus heteroclitus* (poisson estuarien). Il semble que les doses considérées comme sublétales, concernant le cadmium seul, entraîneraient une augmentation de la mortalité induite par le cuivre et le zinc.

Concernant l'Homme, la présence de fortes concentrations en calcium induirait un phénomène d'antagonisme de la toxicité du plomb, du zinc et du fer. En outre la présence simultanée du cuivre et du zinc augmenterait les effets toxiques (**Asso, 1982**).

IV. Éléments traces étudiés

Le Cadmium (Cd) et le Plomb (Pb) sont des polluants particulièrement visés, à cause de leur large distribution et leurs implications profondes dans la santé humaine (**Clarkson et Magos, 2006 ; Islam et al., 2007 ; Mergler et al., 2007**), et leur rôle positif dans les cellules, à ce jour, n'est pas connu (**Altindag et al., 2005**). Le Zinc et le Cuivre sont des métaux essentiels (oligo-élément), nécessaire à la vie d'un grand nombre d'organismes, en quantité généralement faible.

IV.1. Cadmium (Cd)

1.1. Généralités et sources

Le cadmium est un élément chimique de symbole **Cd** et de numéro atomique 48 (**Cossa et Lassus, 1989**). C'est un métal blanc, mou, malléable et il ternit au contact de l'air (**Callender, 2003**).

Cet élément n'existe pas à l'état natif. Son minerai, la greenockite (CdS, Eq. I.7), est très rare et inexploité (**Hurlbut et Klein, 1982 ; Wedepohl, 1995 ; Martelli et al., 2006**). Le cadmium est présent dans presque tous les minerais de zinc (la teneur en cadmium varie de 0.01 à 0.05%). Il est également présent dans des minerais de plomb et de cuivre, ainsi que dans des phosphates naturels (**Hurlbut et Klein, 1982 ; Martelli et al., 2006**).

Dans les eaux naturelles, l'ion Cd²⁺ prédomine au-dessous de pH 8, CdCO₃ est prédominant entre les pH de 8 à 10 unités (**Hem, 1972 ; Andujar et al., 2010**). Dans sa spéciation, il est généralement considéré comme dissous, seules les rivières très riches en matières en suspension ou des eaux proches du fond des rivières, peuvent présenter du Cd adsorbé à la fraction solide (**Li et al., 1984**). L'adsorption du Cd dans la fraction solide est considérée comme étant un enjeu majeur pour expliquer la concentration de cet élément dans les eaux naturelles (**Lum, 1987**).

1.2. Utilisation du Cd par l'Homme dans les cycles biologiques et sa toxicité

Le cadmium a de multiples utilisations : notamment dans les écrans de télévision, les barres de contrôles des réacteurs nucléaires, les colorants (émail, glaçure). Il entre dans la composition de nombreux alliages à bas point de fusion (soudures, brasures) et sert à la fabrication de certaines batterie d'accumulateurs (**Anonyme, 2007**). Mais, ses principales utilisations sont celles de ces composés qui concernent les revêtements anticorrosion (appliqués sur l'acier par cadmiage, le cadmium protège contre la corrosion, en particulier saline) ou encore la fabrication de pigments de couleurs (jaune et rouge).

Sa toxicité est connue depuis les années 50. Très toxique sous toutes ses formes (métal, vapeur, sels, composés organiques), le cadmium est l'un des rares éléments n'ayant aucune fonction connue dans le corps humain ou chez l'animal. Il faut éviter son contact avec des aliments. Chez l'Homme, il provoque notamment des problèmes rénaux et l'augmentation de la tension (**Plumlee et Ziegler, 2003**). Les effets toxiques du Cd ne le sont pas seulement pour l'Homme, mais aussi pour les végétaux et les animaux (**Benito et al., 1999 ; Andujar et al., 2010**).

Ce xénobiotique n'a aucun rôle métabolique connu et ne semble pas biologiquement essentiel ou bénéfique au métabolisme des êtres vivants. Il remplace parfois le Zn dans des systèmes enzymatiques carencés en Zn chez le plancton (**Price et Morel, 1990 ; Lane et Morel, 2000**).

1.3. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

Concernant les organismes aquatiques, **Ineris (2005)** rapporte des facteurs de concentration (FBC) élevé pour le cadmium chez les producteurs primaires que chez les Poissons. Il diminue lorsque la concentration d'exposition augmente, il diminue également lorsque la dureté de l'eau croît.

De nombreux chercheurs ont travaillé sur l'impact induit par l'exposition au cadmium. Selon **Larson et al (1975)**, ce toxique provoque chez les Poissons une anémie, une perturbation des ions divalents et une altération du métabolisme ; une altération dans l'activité de certains enzymes du foie (**Jakim et al., 1970**), et une quasi inhibition enzymatique d'après **Viale (1977)**, ainsi qu'un déséquilibre de l'activité des enzymes respiratoires. Plusieurs chercheurs ont annoncé qu'à basse concentration, les organismes marins s'affectent au niveau respiratoire (**Nelson et al., 1976 ; Vernberg et al., 1977 ; Moraietou–Apostolopoulou et al., 1982**).

Plusieurs autres effets dus au Cd ont été mis en évidence, à différent niveau de l'organisme. A ce sujet, **Zarogian et Morrison (1981)** annoncent que l'exposition de Mollusque

(*Crossostrea virginica*) à 5 µg/l de cadmium provoquerait un retard de développement larvaire chez 10% des individus; alors que la mue chez les Crustacés est perturbée à 0,1 et 1 mg/l, et la fertilité chez *Mysidopsis bahia* est affectée à 6,4 µg/l de cadmium (Nimmo et al., 1978). Concernant les Poissons, Vno Westernhage et al (1980) rapportent qu'à des concentrations allant de 5 µg/l à 50 µg/l, *Limanda limanda* et *Pleuronectes platessa* subissent des impacts externes tels que l'érosion des nageoires.

L'exposition du cadmium de *Channa punctatus* (poissons téléostéens) induit une inhibition dans le tissu gonadal alors que 50 mg/l provoque chez *Fundulus heroclitus* (poisson estuarien) des modifications tissulaires pathologiques, dans le tractus digestif, les reins et les branchies (Ram et Sathyanesan, 1983).

IV. 2. Plomb (Pb)

2.1. Généralités et sources

Le plomb est un élément chimique de la famille des cristallogènes, de symbole **Pb** et de numéro atomique 82. Le plomb est un produit naturel de la désintégration de l'uranium (Mahan, 1987). Le Pb natif est rare, et dû à son caractère halophile et est associé au gisement de sulfures ; on l'extrait de sa source minérale principale, la galène (PbS) qui en contient 86.6% en poids, mais aussi des minerais associés aux Zn (la sphalérite), à l'argent et le plus abondamment au cuivre (Hurlbut et Klein, 1982). D'autres variétés communes sont la cérusite (PbCO₃) et l'anglésite (PbSO₄) (Chiffolleau et al., 2001).

Le Pb a deux états d'oxydation 2+ et 4+. L'état tétravalent est un très fort oxydant, mais il n'est pas fréquent dans l'environnement. En revanche, l'état divalent est le plus stable dans l'environnement (Callender, 2003). Le Pb²⁺ en solution dans les eaux naturelles va être complexé par les carbonates, parce que ces eaux se trouvent, en général, dans un domaine de pH entre 6 à 8 unités (Hem, 1976). Toutefois dans les eaux acides, le Pb sera associé aux sulfates PbSO₄, alors que pour des pH élevés (plus de 8 unités), ce métal se trouvera sous forme complexe avec des hydroxydes. Toutefois, la spéciation peut varier de manière importante en fonction des concentrations en chlore et phosphore (Nriagu, 1974).

Les apports naturels de plomb dans l'environnement ne représentent qu'environ 4% des émissions totales et se font essentiellement sous forme inorganique (Nriagu, 1978 ; 1979). Les émissions de cet élément sont donc notamment liées à des activités anthropiques, l'industrie minière, la métallurgie et la sidérurgie représentant environ 80% des émissions de Pb dans l'environnement (Nriagu, 1979 ; Fergusson, 1990 ; Nriagu, 1991 ; Bouchereau, 1992 ; Nriagu, 1996).

2. 2. L'utilisation du Pb par l'Homme dans les cycles biologiques et sa toxicité

L'Homme utilise le plomb depuis plus de 7000 ans en raison de sa grande diffusion, sa facilité d'extraction, sa grande malléabilité et son bas point de fusion.

Actuellement, plusieurs applications de ce métal sont encore trouvées, bien que beaucoup d'applications historiques du plomb ont maintenant été proscrites en raison de sa toxicité lorsqu'il est absorbé par les organismes vivants (**Fergusson, 1990 ; Miquel, 2001 ; Anonyme, 2007**).

Le plomb est aussi utilisé dans l'industrie du verre, et est d'une grande utilité pour construire des protections pour atténuer les rayons (les rayons X). Les accumulateurs électriques sont devenus la principale utilisation du plomb (**Fergusson, 1990 ; Anonyme, 2007**). En 2004, les batteries au plomb, destinées à l'automobile ou à l'industrie, représentent 72 % de la consommation de plomb. Les pigments et autres composés chimiques représentent 12 % de la consommation (**Anonyme, 2007**).

A la différence de As et du Zn, Le Pb n'est pas un oligo-élément et possède un caractère toxique bien connu (**Nriagu, 1978**). L'effet toxique du Pb dépend du cycle de vie du poisson, du pH, de la dureté de l'eau et de la présence des matières organiques. Le Pb est classé parmi les métaux les plus toxiques pour l'Homme et les animaux (**Roony et al., 1999**). D'après **Amiard-Triquet et al (1988)**, il ne montre pas d'accumulation le long de la chaîne alimentaire pour les organismes marins et il n'a aucun rôle connu dans les systèmes biologiques (**Kalay et al., 2000**).

2. 3. Bioaccumulation et Métabolisme chez les organismes aquatiques

Pour les mollusques, **Watling (1983)** rapporte des facteurs de bioaccumulation (FBC) (rapportés en poids humide) de 13,4 – 17,27 – 1 et 31,7 sur les huitres *Crassostrea gigas*, *Crassostrea margaritacea*, et les moules *Perna perna* et *Choromytilus meridionalis* respectivement pour la moule marine *Perna viridis*, des FBC de 459 et 784 ont été mesurés par **Lakshmanan et Nambisan (1989)** et **Tan et Lim (1984)** respectivement.

Un B de 4,88 est rapporté par une exposition de 08 jours à 40 µg/l sur la Crapet-soleil *Lepomis gibbosus* par **Merlini et Pozzi (1977)**, **Vighi (1981)** rapporte des B de 1100 à 3600 sur *Poecilia reticulatus* lors d'une exposition de 28 jours à 4,5 µg/l de plomb, suivant que la source de nourriture (daphnies) était également contaminée ou pas et sur les poissons, **Nussy et al, 2000**) ont rapporté des FBC de 30,5 à 79,5 en poids sec suivant les saisons sur le

poisson *Labeo umbratus* (Cyprinidé). Plusieurs travaux ont été effectués afin de déterminer l'impact induit par la bioconcentration du plomb.

Somero et al (1977) observent que l'exposition de *Gillichthys mirabilis* (poissons euryhalins) au plomb provoque une augmentation de sa consommation en O₂. Ces auteurs suggèrent que les changements métaboliques induits par ce métal proviennent surtout d'effet sur le système nerveux central.

Calabress et al (1973) montrent qu'une exposition de 48 heures à 2,5 ng/l de plomb provoquerait une anomalie dans le développement des embryons d'huîtres, alors que les travaux de **Hrs-Brenko et al (1977)** montrent qu'une concentration de 500 µg/l est susceptible d'entraîner une inhibition du développement embryonnaire chez la moule *Mytillus galloprovincialis* et les larves qui se développent présentent des anomalies. Durant la même année, les chercheurs **Weis et Weis (1977)** démontrent qu'à une concentration de 1mg/l infligée aux oeufs du choquemort *Fundulus heteroclitus*, 40 % des larves ne peuvent se dérouler de leur position chorionique et restent inactives.

IV.3.Zinc (Zn)

3.1. Généralités et sources

Le zinc est un élément chimique, de symbole **Zn** et de numéro atomique 30. Le zinc est un métal, moyennement réactif, qui se combine avec l'oxygène et d'autres non-métaux, et qui réagit avec des acides dilués en dégageant de l'hydrogène. L'état d'oxydation unique du zinc est +2 (appelé ion zincique) (**Mahan, 1987**).

Les sources naturelles de zinc dans l'environnement sont l'altération de roches (56%), le volcanisme (22%) et la végétation (**Lantzy et Mc Kenzie, 1979 ; Phelan et al., 1982 ; Horowitz, 1985**). Cependant, **Nriagu (1991 ; 1996)** a calculé que ces sources naturelles ne représentent qu'environ 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et le traitement de minerai et les activités industrielles représenteraient 75% et 18% respectivement, des émissions du Zn dans le milieu naturel.

3. 2. L'utilisation du Zn par l'Homme dans les cycles biologiques et sa toxicité

La principale utilisation du zinc est la galvanisation des aciers : le dépôt d'une mince couche de zinc en surface de l'acier le protège de la corrosion (**Anonyme, 2007**). La galvanisation consomme 47 % du zinc exploité dans le monde. L'acier galvanisé est utilisé dans l'automobile, la construction, l'électroménager, les équipements industriels, etc. Le laiton –

alliage de cuivre et de zinc – et le bronze – alliage de cuivre et d'étain, auquel on ajoute parfois du zinc – consomment 19 % du zinc. Les alliages de zinc, tel le zamak, pour pièces moulées (automobile, équipements ménagers, pièces industrielles...) représentent 14 % de sa consommation, les produits chimiques, 9 %, et les autres applications (dont les plaques et pièces pour toiture), 11 % (**Anonyme, 2007**).

Il est aussi utilisé en agriculture, comme apport d'oligo-élément, essentiellement en zone de sols fortement calcaires. La culture la plus sensible à la carence ou l'insuffisance en zinc est probablement le maïs. Des symptômes d'insuffisance apparaissent aussi sur la plupart des arbres fruitiers. Les apports, préventifs ou curatifs, se font sur le sol ou par pulvérisation foliaire. Pour exemple, les besoins annuels pour le maïs se situent autour de 300 à 500 grammes de zinc par hectare (**Anonyme, 2007**).

Le Zn est présent dans plusieurs centaines d'enzymes, et participe aux échanges oxygène-gaz carbonique par les globules rouges. Le zinc semble également intervenir dans les processus immunologiques. L'apport de cet oligo-élément diminue significativement la survenue de certaines infections (essentiellement pneumonie et diarrhée) chez les enfants des pays en voie de développement (**Black, 2003**) ; ce qui peut se traduire en terme de gain d'espérance de vie (**Bhutta et al., 1999**).

3.3. Bioaccumulation et Métabolisme chez les organismes aquatiques

Cependant, comme tout oligo-élément, l'incorporation du Zn en quantité trop importante peut entraîner un phénomène de toxicité. En effet, le caractère phytotoxique de Zn a été montré par de nombreuses études qui ont souligné une diminution de la production de biomasse dans des sols amendés avec des boues riches en Zn (**Giordano et al., 1975 ; Hinesly et al., 1977 ; Koomen et al., 1990 ; Chang et al., 2009**). Même si les végétaux arrivent à se développer sur sols pollués en Zn, les végétaux ayant poussé dans des sites contaminés présentent des concentrations importantes, certaines dépassant des normes internationales de qualité alimentaire (**Liu et al., 2005**).

L'effet toxique du zinc n'est généralement pas instantané. En effet, un poisson soumis à une pollution accidentelle contenant ce métal peut ne mourir qu'après quelques jours. Ainsi, une concentration de 7 mg/l de zinc provoque chez les algues une réduction de 50% de la croissance après une exposition de 3 jours et une concentration de 62,5 mg/l dans des cours d'eau fait diminuer leur DBO5 de 50% (**Nabi et Aouaragh, 1992**). Il semble, selon les

derniers auteurs, qu'il exerce son action toxique par formation de composés insolubles au niveau des muqueuses recouvrant les branchies ou par action toxique interne.

Il possède également un effet toxique chez les animaux et chez l'Homme. Dans les poissons la dose létale est comprise entre 0,5 et 5 mg l⁻¹ en Zn (**Moore et Ramamoorthy, 1984**). A la dose de 150 et 650 mg, le Zn est toxique chez l'homme, mais si cette dose descend au-dessous le 6 g, elle est létale (**Emsley, 1991**).

Les troubles physiologiques humains causés par ce type d'intoxications dans un cas primaire, vont comprendre des nausées et des troubles du système gastro-intestinal, et seront suivis de complications dans le système respiratoire, ainsi que par des affections cutanées (**Yong et al., 1993**). Enfin, Zn est soupçonné être cancérigène pour l'homme (**Emsley, 1991 ; Yong et al., 1993**).

IV.4. Cuivre (Cu)

4.1. Généralités et sources

Le cuivre est un élément chimique de symbole **Cu** et de numéro atomique 29. Métal de couleur rougeâtre, il possède une haute conductivité thermique et électrique à température ambiante, le seul métal pur ayant une meilleure conductivité électrique est l'argent (**Hurlbut et Klein, 1982 ; Mahan, 1987**). Sa couleur rougeâtre le diffère, au même titre que l'or, par la couleur généralement grise des métaux.

Le cuivre est un des rares métaux qui existe à l'état natif. L'occurrence du cuivre natif est cependant assez faible (**Hurlbut et Klein, 1982**). Le Cu est moyennement abondant dans la croûte terrestre pour être un métal lourd (**Wedepohl, 1995**). On le trouve le plus fréquemment sous forme de sulfure ou de sulfosel (**Hurlbut et Klein, 1982**).

Les modèles chimiques pour les eaux naturelles montrent que Cu reste à l'état d'ion 2+ jusqu'à un pH de 6 unités. Pour la plupart des eaux neutres, Cu(CO₃)₂²⁻ et CuCO₃ sont également importants (**Millero, 1975**), le second est plus important entre pH 7 et 8. Ensuite, à pH au-dessus de 8, le complexe de dihydroxide de cuivre (2+) prédomine. Le cuivre forme aussi plusieurs complexes avec des ligands organiques (**Callender, 2003**).

4.2. L'utilisation du Cu par l'Homme dans les cycles biologiques et sa toxicité

Le cuivre pourrait bien être le premier métal à avoir été utilisé, étant donné que des pièces datant de 8700 avant J.-C. ont été trouvées (**Anonyme, 2007**).

Ses vertus bactéricides et antifongiques et sa ductilité ont aussi, comme pour le plomb (*qui est lui bien plus toxique*), justifié son utilisation dans les canalisations d'eau et dans certains pays pour les toitures et gouttières. Sa résistance à la corrosion et sa toxicité empêchant la prolifération et la fixation d'algues et d'organismes marins a encouragé ses usages dans la marine, sous forme de cuivre ou plus souvent de laiton (clous, hublots, serrures, charnières, etc.). Les sels de cuivre, comme le sulfate ou l'oxychlorure, présentent des propriétés fongicides mises à profit pour la viticulture et l'agriculture (**Anonyme, 2007**).

Le cuivre, à très faible dose est un oligo-élément indispensable à la vie (**Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997**). Il est notamment nécessaire à la formation de l'hémoglobine et remplace même le fer pour le transport de l'oxygène chez une espèce d'Arthropode, le limule, dont le sang est bleu (**Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997**). Selon **Canli et al (2003)**, il est essentiel pour le métabolisme des Poissons.

Chez l'Homme et les Mammifères, régulés par le foie, le cuivre intervient dans la fonction immunitaire et contre le stress oxydant ; son manque cause le syndrome de Menke (**Plumlee et Ziegler, 2003**). Il est aussi, à dose plus élevée et sous ses formes oxydées, un puissant poison pour l'Homme, causant la maladie de Wilson (**Plumlee et Ziegler, 2003**).

Le cuivre contamine les eaux environnantes à des doses et concentrations infimes (10 µg l⁻¹, (**Leckie et Davis, 1975**), et pour de nombreux organismes : algues, mousses, microorganismes marins, champignons microscopiques (**Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997**).

V. Méthodologie

La concentration et l'accumulation des métaux divalents chez les organismes aquatiques sont des processus complexes ; les degrés d'accumulation et de rétention des métaux traces varient entre les différents genres et espèces (**Eisler, 1981**) et dépendent des propriétés biochimiques de chaque élément (**Bowen, 1966**).

Pour constituer un bon « bio indicateur quantitatif » l'espèce utilisée doit avoir, selon Butler et al. (**1971**) et Phillips et Rainbow (**1994**) les qualités suivantes : concentration du contaminant, sans effet létal aux concentrations rencontrées dans le milieu ; avoir une durée de vie suffisamment longue pour permettre l'échantillonnage de plusieurs classes d'âges ; avoir une taille suffisante afin de donner une quantité de tissus pour l'analyse chimique ; être euryhalin ; concentrer suffisamment pour permettre des dosages sans pré concentration ; Il devrait exister une corrélation entre la teneur en contaminants dans l'organisme et la concentration dans l'eau environnante, la concentration reflétant ainsi la biodisponibilité du métal ; les effets de variation de salinité et de la température doivent être connus.

Autant de qualités ne se trouvent pas réunies dans une seule espèce et un compromis doit être recherché. C'est dans cet esprit que Goldberg (**1975**) a proposé le concept de Mussel Watch comme première étape dans une surveillance globale du milieu marin. Après un séjour de plusieurs mois dans l'eau, les niveaux mesurés dans les organismes sont le résultat et le reflet chronique du milieu.

1. Choix et intérêt du matériel biologique

Notre choix s'est porté sur le mulot *Mugil cephalus* (Linné, 1758) un poisson osseux qui fréquente les eaux costières, (**Eschmeyer et al., 1983, Allen et Allen, 2002**) son rôle dans l'écosystème marin est une liaison écologiquement importante dans le flux d'énergie dans des communautés marines. Ils servent de proie pour leurs prédateurs (**Bester, C. 2004**), pour son mode trophique beaucoup d'études ont été consacrées à ces habitudes d'alimentation du mulot (**Suzuki 1965, Odum 1968 et 1970, Zismann et al 1975, évêque et Miglarese 1978**). le détritit et le sable ont commencé la première fois à apparaître dans l'estomac du mulot, cela augmente plus le pourcentage de l'accumulation des métaux lourds dans son corps (**De Silva et Wijeyarante 1977**), et son intérêt économique Le mulot a un bon marché

dans certains pays, particulièrement dans la région méridionale et orientale de la Méditerranée, pour ces raisons notre choix et porté sur cette espèce.

Cette dernière est devenue comme espèce bioindicatrice de pollution, selon les recommandations de la *FAO-UNEP*,(1993).

2. Choix des polluants

Les éléments trace métalliques ciblés par notre étude sont le Zinc (Zn), le Cuivre (Cu), le Plomb (Pb), et le Cadmium (Cd). Ce choix a été motivé par leur grande persistance dans l'environnement, leur faculté à s'accumuler dans les tissus adipeux des organismes vivants et à se propager le long de la chaîne trophique, en plus de leur toxicité potentielle pour les écosystèmes et la santé humaine, qui constitue une préoccupation mondiale (**WHO, 2004 ; PNUE, 2005 ; FISC, 2006 ; CEE, 2011**).

Ces xénobiotiques font l'objet d'un suivi dans plusieurs programmes de surveillance du milieu marin (**Quasimem, 1999 ; OSPAR, 2000 ; RINBIO, 2001 ; RNO, 2004**). Ils présentent un danger potentiel pour le consommateur de produits de la mer en raison de leur concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique.

L'effet toxique du Pb dépend du cycle de vie du poisson, du pH, de la dureté de l'eau et de la présence des matières organiques. Le Pb est classé parmi les métaux les plus toxiques pour l'homme et les animaux (**Roony et al., 1999**). Il ne montre pas d'accumulation le long de la chaîne alimentaire pour les organismes marins (**Amiard-Triquet et al., 1988**). Il n'a aucun rôle connu dans les systèmes biologiques (**Kalay et al., 2000**).

Le Cd est un élément non essentiel à la vie qui provoque des effets toxiques graves dans les organismes aquatiques à des concentrations très basses (**Chiffolleau et al., 2001**).

Le Cuivre et Le Zinc par contre sont des nutriments essentiels pour le métabolisme des organismes aquatiques (**Canli et al., 2003**), mais dangereux pour l'homme au delà de la fourchette normative ; Il a été révélé que même dans les eaux non polluées par le cuivre les poissons l'accumulent (**Ogino et al., 1980 ; Miquel, 2001**).

3. Méthodes d'échantillonnage

3.1 Fréquence d'échantillonnage

A chaque mission de prélèvement, deux à trois prélèvements de mulot (*M. cephalus*) sont effectués chaque mois au niveau du littoral occidental. Chaque prélèvement est constitué des mêmes espèces mais variées selon la taille et le poids, réalisé au hasard, de sorte à refléter un prélèvement global. La prise d'échantillons est effectuée à intervalles variables répartis sur l'année 2012 et les quatre premiers mois de l'année de 2013. Dans les mêmes sites d'étude, les échantillons sont prélevés mensuellement au pendant 15 jours consécutifs de l'année. Chaque prélèvement est placé dans un conditionnement individuel, accompagné d'une fiche d'identification assurant ainsi sa traçabilité.

Les prélèvements destinés à la détermination de la teneur en métaux lourds doivent être conditionnés dans des sacs en plastique. Ils doivent être congelés à (-20°C) le plus rapidement possible après leur réalisation. Les prélèvements doivent être transmis en même temps au laboratoire LRSE pour préparation des échantillons et des analyses ultérieures.

4. Technique d'étude

4.1. Mensuration et Pesées

Dès l'arrivée des échantillons au laboratoire, les poissons sont disposés sur une plaque en verre nettoyé. Une identification de l'espèce est réalisée (en s'appuyant sur les clés d'identification), car il y a une grande ressemblance entre les cinq espèces des mulots qui se trouvent en Algérie.

La deuxième étape de notre technique consiste à effectuer une série de mesure biométrique : nous avons regroupé les individus en lots de classes de taille par la mesure de la longueur totale (**Lt**). Cette dernière s'effectue du bout du museau jusqu'à l'extrémité de la nageoire caudale parfaitement intacte à l'aide d'un ichthyomètre. Chaque spécimen de poisson est pesé aux 1/10 près (poids total **Pt**, poids éviscéré **Pev**, poids du foie, poids du muscle) ce qui correspond au poids frais du poisson (**PF**).

4.2. Dissection

Les échantillons ne doivent pas entrer en contact avec des instruments métalliques afin d'éviter toute contamination. Les instruments coupants doivent être en inox parfaitement propres et sans traces d'attaque, ou carrément neufs.

Pro otocol de dissection :

- a. Le poisson est posé sur la face dorsale contre la planche à dissection (Fig.50).
- b. La paroi abdominale est incisée en partant de l'anus jusqu'a l'extrémité antérieure des fentes operculaires.
- c. Ecarter doucement les deux volets latéraux. Ce qui permet de découvrir, l'organisation interne de l'animal, et ainsi situer les divers appareils (circulatoire, respiratoire, digestif, urogenital) et les différents organes (Fig.50) :
- d. Détermination du sexe des individus se fait directement par l'observation macroscopique des gonades.
- e. On procède au prélèvement du foie et du muscle et les gonades. Le poids des échantillons prélever est noté avant leur conservation dans des piluliers en verre. Ces piluliers sont étiquetés.
- f. Les organes sont ensuite congelés à basse température jusqu'a l'analyse chimique.

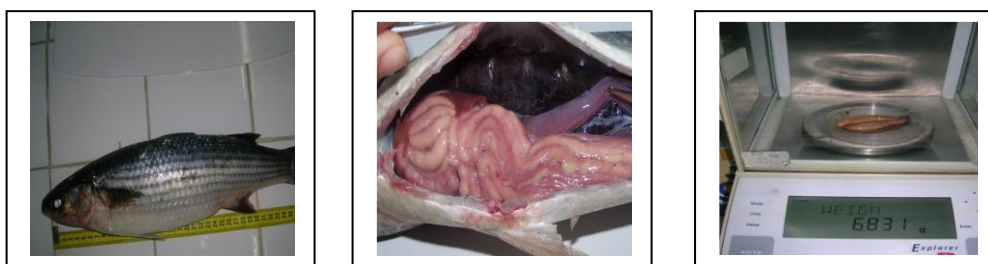


Fig. 50: Dissection et mensuration au laboratoire LRSE

4.3. Minéralisation des échantillons

- Principe de minéralisation :

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

- Minéralisation

La minéralisation a été effectuée au niveau du Laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale (L.R.S.E) à l'aide d'un minéralisateur de type VELP pourvu d'une série de 6 tubes. 0,25 g de tissu en poids sec d'échantillon ou bien 1 g de poids frais de chaque échantillon (muscle, foie , gonade) est déposé dans le fond d'un matras auquel on ajoute 1 ml d'acide nitrique (HNO₃) (1N), le matras est mis dans un nid chauffant qui maintiendra à température constante (95°C) pendant 1 heure , le haut du ballon est relié à un réfrigérant qui possède une entrée et une sortie d'eau courante qui assurera le refroidissement de l'installation.

Le minéralisât est récupéré (après refroidissement de la verrerie) et on ajuste le contenu à 4 ml par l'eau bidistillée, le tout est mis dans un pilulier étiquète (N°, espèce, date, ...etc.), les piluliers contenant les minéralisâts sont hermétiquement fermés et conservés à basse température (pour éviter toute perte ou évaporation) pour le dosage ultérieurs au SAAF, Cette opération est automatiquement accompagnée, d'une part, par une minéralisation des blancs, constitués de solutions contenant le réactif de minéralisation (acide nitrique) et subissant les mêmes conditions expérimentales que l'échantillon, et d'autre part, par des séries d'échantillons d'inter-calibration sur un matériel biologique standard de *Fucus sp* codés 140/TM, fourni par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique, Monaco (A.I.E.A, 1995); permettant, ainsi de définir les coefficients de variation pour chacun des métaux recherchés : plomb (Pb), cadmium (Cd) et zinc (Zn), Plomb (Pb) et contrôler la justesse et la précision du protocole analytique.

4.4. Dosage au spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme (SAA)

Les concentrations de ces différents métaux, dans les solutions obtenues, ont été déterminées par spectrométrie d'absorption atomique (Afnor, 1992). L'appareil utilisé est un spectrophotomètre d'absorption atomique de flamme, (Fig. 51) de marque Perkin Elmer : AAnalyst 100 – version 1,10 5s70 piloté d'un ordinateur pour traitement des résultats. Les dosages ont été réalisés à la Sonatrach au niveau du laboratoire du complexe GNL1 / Z : Gaz

Naturel Liquéfié 1 Arzew.

- Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)

Lorsque les atomes d'un élément sont excités par une flamme, ils émettent des radiations de longueur d'onde déterminée dont l'intensité peut être mesurée par spectrométrie. La concentration initiale du cation à doser est déduite de la valeur absolue de l'intensité de l'émission spectrale mesurée. Le principe de fonctionnement de l'appareil est schématisé ci dessous .

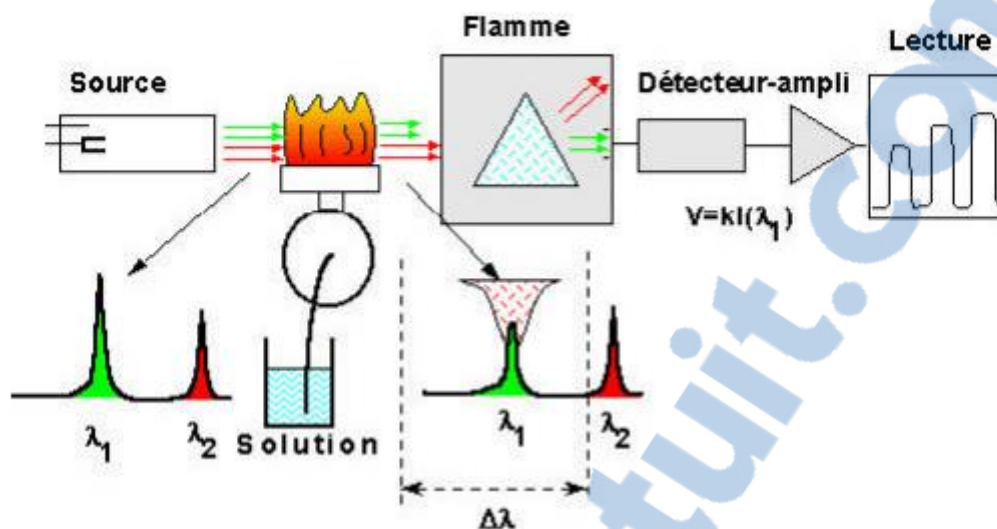


Fig. 51 : Schéma de principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique.

- Préparation des gammes étalons et dosage des échantillons

Les courbes d'étalonnage ont été établies à partir des solutions standard, La solution standard a été diluée quantitativement dans l'eau bidistillée pour obtenir les concentrations de chaque métal.

La lampe utilisée est celle de Cu/Cd/Pb/Zn. Les concentrations (x), en $\mu\text{g/ml}$, sont calculées à partir des valeurs d'absorbances (DO) des équations linéaires de régression.

- Manipulation et lecture au spectrophotomètre d'absorption atomique de flamme

➤ Préparation de la machine

Après avoir allumé le spectrophotomètre, nous l'avons laissé chauffer pendant un certain temps. Sa mise en marche a été réalisée de la façon suivante : Charger la méthode, choisir l'élément à analyser ; exemple cadmium. Mode instrument : absorption ; lampe active : 1, valider (enter) ; courant 4 mA ; courant au repos : 0 ; correction : non ; type de gaz : air/acétylène ; λ : 228,8 nm ; fente : 0,5 (slit width) ; sauvegarder la méthode, en indiquant par exemple la position de l'élément. Calibrer, appuyer ; la lampe correspondante s'allume ; La machine est prête pour l'analyse. Optimiser enfin la lampe CC et le signal en mettant à zéro pour l'eau distillée en faisant Alt + lecture.

- Lecture des résultats

Introduire sur la machine les valeurs des concentrations de chaque étalon, avec trois décimales, et faire enter ; la densité optique (DO) correspondante s'affiche. Passer au suivant, etc. Pour chaque série d'étalons, faire 3 répétitions et tracer la courbe d'étalonnage. On passe

à la lecture des DO de nos échantillons en appuyant sur résultats. Afin d'éviter la contamination des échantillons, entre deux lectures, nous faisons passer 2 fois le tuyau d'absorption de la solution, dans l'eau distillée contenue dans deux béciers de 50 ml. Nous changeons l'eau de temps en temps. La sensibilité de l'appareil était vérifiée de temps en temps, en prenant un étalon au hasard, en lisant sa DO et, en comparant le résultat obtenu avec ceux obtenus lors de l'étalonnage. La concentration en $\mu\text{g/ml}$, de la solution inconnue a été calculée à partir de l'équation de régression de chaque élément, obtenue de la droite d'étalonnage (Tab.28).



Fig. 52: Dosage par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme

Tab. 28: Les conditions opératoires en spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme

Elément trace	Longueur d'onde (λ)	Bande pass (fréquence) mm	Courant (m.A)	Débit; flamme Air/Acétylène (ml / m ₃)	Brûleur (mm)	Temps d'intégration pour le calculateur
Cd	288.8	-	4	28	100	1
Pb	217.0	0.5	10	28	100	1
Zn	213.9	0.2- 0.5	10	28	100	1
Cu	232	0.5	10	28	100	1

4.5. Exercice d'intercalibration et assurance de la qualité du dosage

Chaque série de minéralisation des échantillons, on ajoute un échantillon Standard dit échantillon d'intercalibration (0.25g de poids sec) avec le même protocole expérimentale que nos échantillons p, il provenant de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (A.I.E.A).

Son but est de vérifier la fiabilité, la précision et la justesse de la technique. L'assurance de la qualité du dosage est nécessaire, car des décisions économiques, médicales, administratives et juridiques peuvent être fondées sur les résultats obtenus (**Bouderbala, 1997**).

Ainsi, la différence entre la valeur trouvée (V_t) et la valeur référencé (V_r) est calculée et le Δ est définit comme suite :

$$\Delta \% = (V_t - V_r / V_r) \times 100$$

La correction des valeurs sera faite comme suit :

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

Si $\Delta \% > 10$: la correction est obligatoire et s'effectue de la manière suivante :

$$V_c = V_t / (1 + \Delta / 100)$$

V_t : Valeur trouvée.

V_r : Valeur de référence.

V_c : Valeur corrigée.

Les résultats acquis au cours de ce travail ne sont pas corrigés pour les biais de justesse (Tab. 28). Ces exercices d'intercalibration ont prouvé que nos analyses se sont déroulées dans des conditions satisfaisantes, que la technique analytique utilisée était fiable et précise.

Tab. 29 : Résultats obtenus des exercices d'intercalibration exprimés en ppm P.S.

Elément	Valeur référence (A.I.E.A).	Valeur trouvée V_t
Cadmium	0.537 (0.50- 0.574)	0.511
Plomb	2.19 (1.91- 2.47)	2.01
Cuivre	5.05 (4.77-5.33)	4.92
Zinc	47.3 (45.3- 49.3)	46.7



4.6. Détermination de la teneur en eau

La teneur en eau est définie comme étant le pourcentage d'eau contenu par unité pondérale d'échantillon frais.

Notre protocole expérimental consiste à étuver 2g de chaque échantillon frais à savoir le muscle à une température de 65°C pendant 48 heures.

Après la déshydratation complète, les échantillons sont pesés de nouveau et la teneur en eau (%) est déterminée de la manière suivante :

$$T\% = \frac{P_f - P_s}{P_f} \times 100$$

Pf : poids frais de l'échantillon.

Ps : poids sec de l'échantillon.

T% : pourcentage en eau dans l'échantillon considéré (teneur en eau).

Pour convertir les résultats exprimés en ppm de poids frais (**P.F.**) par rapport au poids sec (**P.S.**), nous utiliserons la formule suivante :

$$(\text{P.S.}) \text{ ppm} = (\text{P.F.}) \text{ ppm} \times (\text{P.F.} / \text{P.S.})$$

5. Traitement statistique des résultats

5.1. Analyse statistique

L'ensemble des données a été rassemblé en fonction des matrices étudiées dans des fichiers Excel 2007, puis traité avec le logiciel Statistica 8 Statsoft. Pour comparer les concentrations moyennes de métaux lourds en fonction de plusieurs paramètres applicatifs (organes, sexe, périodes, âge).

- Le test t de Student (Test des attentes d'égalités: deux observations de variance égale)
- Une analyse de variance (ANOVA) a été appliquée. Le but de l'analyse de la variance est de tester la présence de différences significatives ou non entre des moyennes. Cette analyse est appliquée pour tester la signification des différences des paramètres.

Le but de l'Analyse des composantes principales (ACP) est de résumer la structure de données décrites par les variables quantitatives, tout en obtenant des facteurs corrélés ou non corrélés entre eux.

VI. Résultats

La présence dans l'organisme vivant de quantités élevées de métaux lourds, qui existent à l'état de trace dans la nature, sont révélatrices de la pollution du milieu marin. Le mullet *M. cephalus*) a été utilisé comme bio-indicateur de la présence de ces ETM dans l'écosystème aquatique du littoral occidental algérien.

Un suivi des concentrations pour quatre polluants cibles durant les quinze mois d'échantillonnages a permis d'évaluer le niveau de contamination du mullet *Mugil cephalus* et, par conséquent, de son habitat naturel.

Dans le muscle, le foie et les gonades de ce bio-indicateur, les polluants suivants sont systématiquement recherchés : cadmium (Cd), plomb (Pb) , zinc (Zn) et le cuivre (Cu) dont les taux ont été déterminés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique avec flamme.

Pour plus de fiabilité, nous avons répliqués la lecture jusqu'à trois fois pour chaque échantillon. Pour plus de clarté dans l'élaboration de nos résultats nous avons calculé les différentes concentrations moyennes (\pm écartypes) de ces métaux traces.

Ensuite et en fin de procéder à une interprétation nous nous sommes répartis les groupes de nos échantillons en fonction de plusieurs paramètres, en fonction de sexe, des organes, et en fin de la zone d'étude. Ces paramètres nous aideront pour une meilleure approche dans l'interprétation des niveaux de concentrations obtenus.

L'analyse des dosages a révélé la présence de teneurs en métaux traces avec des concentrations très hétérogènes au niveau des échantillons.

Les concentrations moyennes des différents polluants ont été calculées par rapport au poids frais des tissus du mullet et sont exprimées en ppm/PF ou par mg/kg . Nous avons déterminé la teneur en eau dans la chair , elle est de 71.82%, et cela pour convertir les résultats exprimés en ppm/PF de poids frais(**P.F**) par rapport au poids sec (**P.S**), étant donné que ce type d'expression est le plus souvent utilisé par les organismes internationaux, telles la F.A.O et l'O.M.S, pour l'établissement des normes de sécurité. Cette procédure facilite aussi la comparaison avec différentes valeurs rencontrées dans la littérature du moment que cette dernière fait souvent référence à ce mode d'expression.

Partie A

1. Variations des teneurs des métaux lourds dans le mullet (*Mugil cephalus*) du littoral occidental algérien

Cette première partie a été établie à partir des résultats obtenus des concentrations métalliques traduites par des variations en teneurs métalliques, nous avons constatés que les variations des teneurs en zinc et en cuivre sont beaucoup plus importantes dans les différents tissus que celles du plomb mesuré.

Le mullet pêché au niveau du littoral occidental algérien ne révèle pas de concentration cadmique (des concentrations sont inférieures à la norme donnée par les organismes internationaux (FAO, WHO)).

Chez les mâles les variations en concentrations métalliques sont plus remarquables que celles mesurées chez les femelles.

1.1. Variations des pourcentages des teneurs en métaux lourds

Les analyses ont révélées la présence de valeurs en métaux lourds traces très hétérogènes chez les deux sexes (Fig.53). La contamination la plus importante concerne relativement le zinc qui représente 60% suivi par le cuivre avec un taux de contamination de 36% contrairement à la concentration du plomb qui représente seulement un taux de 4 %, cela dit aucune présence de cadmium n'a été signalé au niveau des échantillons traités.

❖ Variation du cuivre

D'après le diagramme des variations de la concentration en cuivre représenté par la figure n° 53 ; montre que la teneur est de 9.69 ppm P.F (32.26 P.S). Selon la norme du CNRMS d'Australie (1992), les concentrations ne doivent pas dépasser les 30 ppm du poids frais chez les poissons.

❖ Variation du plomb

D'après le diagramme des variations de la concentration en plomb représenté par la figure n° 53; indique que la teneur est de 1.02 ppm P.F (3.40 P.S). Selon les normes DMA proposées par CSHPF (1990) et G.I.P.P.M (1973), qui ont enregistré respectivement 0.5 mg/Kg P.F et 0.3 à 6 mg/Kg P.S, les concentrations trouvées ne doivent pas dépasser les seuils recommandés

❖ Variation du zinc

D'après le diagramme de la variation de la concentration du zinc représenté par la figure n° 53 ; affiche que la teneur est de 16.1 ppm P.F (53.61 P.S), et selon la norme D.M.A qui a été

proposé par CNRMS d’Australie (1992) que la concentration en métaux lourds du zinc chez le poissons ne doit pas dépasser 5 mg/g du P.S.

❖ **Variation du Cadmium**

D’après le diagramme des variations de la concentration en cadmium représenté par la figure n°53 ; révèle que la teneur est inférieure à 0.001 ppm (PF). Selon les normes émises par Augier et al., (1988) ; CSHPF (1990) et I.O.P.R (1996) représentées respectivement de 1 ppm P.S. 0.15-3 ppm de P.S, 0.1 ppm P.F.

➤ Nous remarquons que les doses moyennes des métaux lourds relevées dans le Mulet comparées à celles fournies par la littérature relative aux D.M.A., ne sont pas alarmantes.

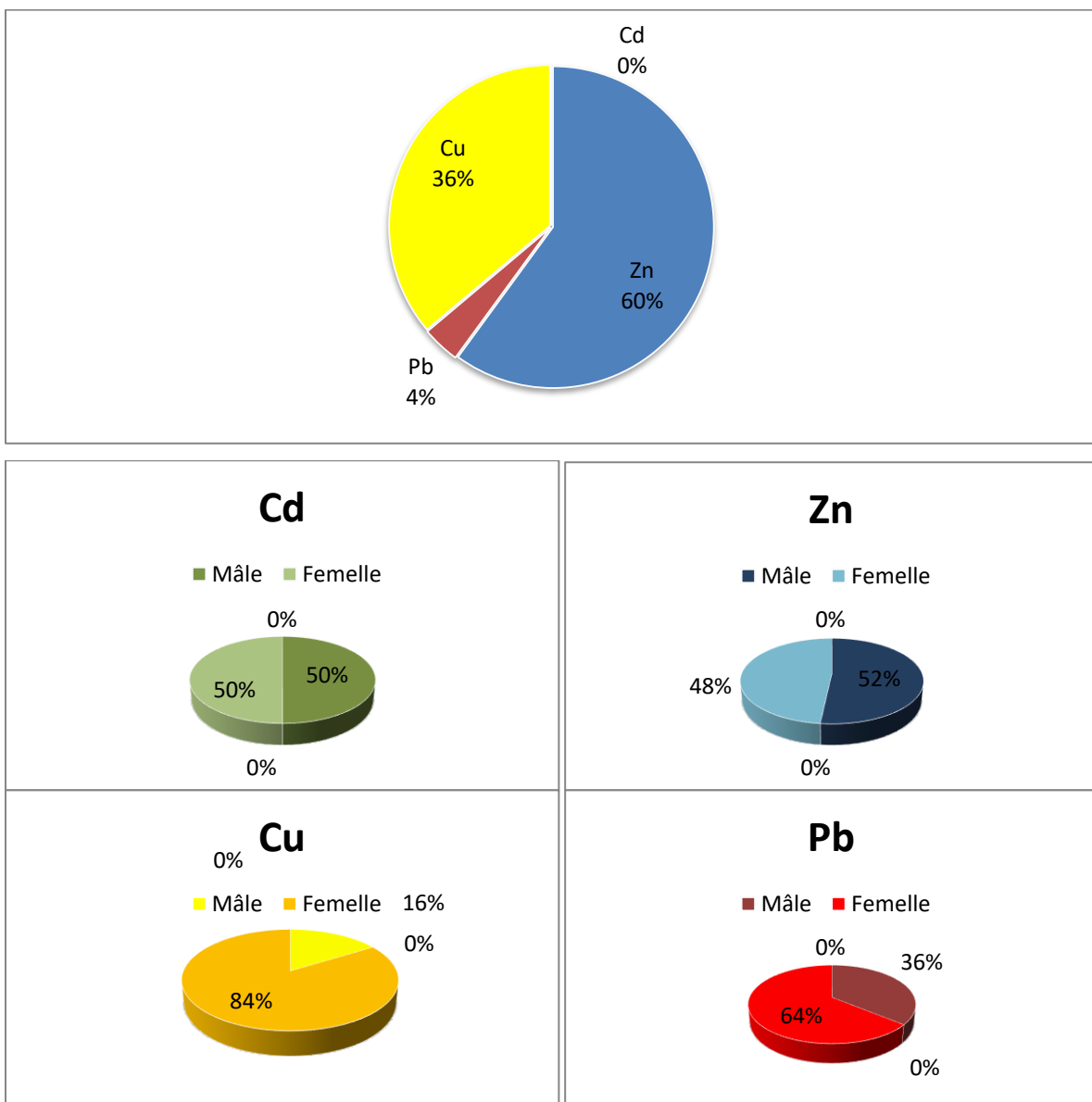


Fig.53 : Pourcentage de la teneur globale des métaux lourds analysés dans le mulet du littoral occidental algérien

1.2. Teneurs global des métaux lourds analysées

Les concentrations des polluants accumulées dans le *Mugil cephalus* sont représentées dans le tableau 30. Les concentrations en Zn varient entre 6 ppm/PF et 25.9 ppm/PF du poids frais du *Mugil cephalus*. Par ailleurs, des concentrations inférieures en cuivre et en plomb ont été constatées entre 2.5 ppm/PF et 19 ppm/PF et 0.5 ppm/PF et 1.02 ppm/PF respectivement.

Tab. 30 : Teneurs des métaux lourds analysées dans *Mugil cephalus* dans le littoral nord occidental algérien (en ppm du poids frais)

Concentration (ppm.PF)	M : moyenne	E : Ecart-type	i : Minimal,	x : Maximal.-
Cuivre	9.69	±4.6	2.5	19
Plomb	1.02	±0.75	0.5	1.02
Zinc	16.10	±5.6	6	25.9
Cadmium	Nd	±0.0	Nd	Nd

Ces résultats concordent avec les expérimentations dans le domaine de la bioaccumulation des métaux lourds dans les organes de l'espèce qui fait l'objet de notre expérience, faites au niveau de laboratoire LRSE (Réseau de Surveillance Environnementale- université d'Oran1.) (Bouhadiba, 2011), ce constat est pareil pour d'autres espèces qui font l'objet d'étude similaire dans le même laboratoire: *Perna perna* Benguedda (1993), *Mullus surmuletus* (Benguedda 1993), *Paracentrotus lividus* (Dermeche 1998), *Sardina pilachardus* (Merbouh 1998), *Mullus barbatus* (Bensahla, 2001), *Sepia officinalis* (Haddou, 2003), et *Sardinella aurita* (Benamar, 2006), *Trachurus trachurus* (Benadda, 2008), *Diplodus sargus* (Ayad, 2009), *Mytilus galloprovincialis* (Rouane, 2013), *Merluccius merluccius* (Belhoucine, 2014), *Mullus surmuletus* (Borsali 20015).

Ainsi que celle faite au niveau international sur la même espèce (*Mugil céphalus*) (Uluozlu et al., 2007 ; Yilmaz, 2008 ; Bat et al., 2012 ; Krishna et al., 2014 ; Miebaka Moslen, 2017).

Les teneurs en Cd des organes n'ont pas été systématiquement reportées car les échantillons n'atteignaient pas toujours le seuil de détection au SAA en flamme. En effet, soit les teneurs étaient réellement trop faibles, soit l'échantillon n'équivalait pas à 1 gramme de poids sec, minimum pondéral requis pour ce type d'analyses (Duquesne, 1992).

1.3. Variation des concentrations moyennes en fonction des organes

L'analyse des métaux au niveau des trois organes représente un écart entre les concentrations maximales en zinc chez tous les organes et les concentrations minimales en plomb et en cuivre (Fig.54, Tab.31)(à savoir que la lecture se fait son la distinction du sexe).

Tab. 31: Variations des teneurs moyennes en métaux lourds (moyenne \pm écart type ppm/PF) en fonction des organes du *Mugil cephalus* pêché dans le littoral nord occidental algérien

Métaux	Zinc			Plomb			Cuivre		
Organes	Muscle	Foie	Gonade	Muscle	Foie	Gonade	Muscle	Foie	Gonade
Sexe confondus	13.73 ± 0.9	13.85 ± 0.5	24.08 ± 0.08	0.91 ± 0.4	0.76 ± 0.2	1.61 ± 0.54	1.079 ± 0.51	17.46 ± 0.23	1.37 ± 0.6

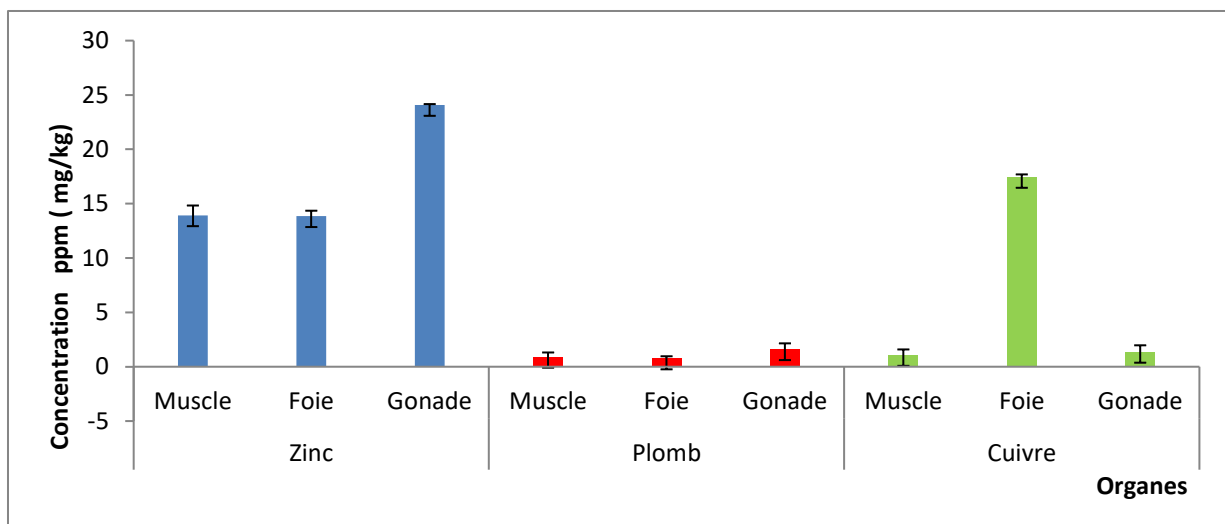


Fig.54: Variation des teneurs moyennes du Zinc, Plomb et Cuivre (ppm. P.F) en fonction des organes du *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien.

Les concentrations en Zn enregistrées au niveau des trois organes sont plus élevées au niveau des gonades que celle du foie et du muscle qui sont respectivement de l'ordre (24.08 ppm/PF, 13.93ppm/PF et 13.85ppm/PF). Par contre on a constaté que les différences des concentrations en Pb au niveau des mêmes organes sont faibles qui sont de l'ordre de (1.61 ppm/PF) pour les gonades, de (0.91ppm/PF) pour le muscle et de (0.76ppm/PF) pour le foie. Une forte concentration en cuivre est traduite dans le foie (17.46 ppm/PF), contrairement aux muscle et gonade enregistrent une faible concentration qui sont respectivement de l'ordre (1.07 ppm/PF, 1.37 ppm/PF).

Ces teneurs moyennes en éléments traces révèlent des différences significatives entre les trois organes ($P < 0,05$).

1.4. Variations mensuelles des concentrations moyennes en métaux lourds dans les organes du *Mugil cephalus* du littoral nord occidental algérien

Les niveaux de variation mensuelle des éléments traces métalliques enregistrés sont présents dans tous les organes et pendant toute l'année. Les paramètres taille et sexe n'ont pas été pris en considération. Nous avons enregistré des épisodes de hausse et de chutes dans les concentrations en éléments traces métalliques. Les gonades accumulent plus de métaux lourds que le tissu hépatique et la chair du *Mugil cephalus* (Fig.55).

Les concentrations en plomb sont assez faibles par rapport aux deux autres xénobiotiques étudiés zinc et cuivre. Le taux du plomb semble relativement homogène durant l'année, à l'exception du mois de septembre où les concentrations du Pb sont élevées dans le muscle (1.76 ppm/PF), nous avons constaté que l'accumulation du Pb au moi d'avril est plus intensive au niveau du foie (10.8 ppm/PF). (Fig.55).

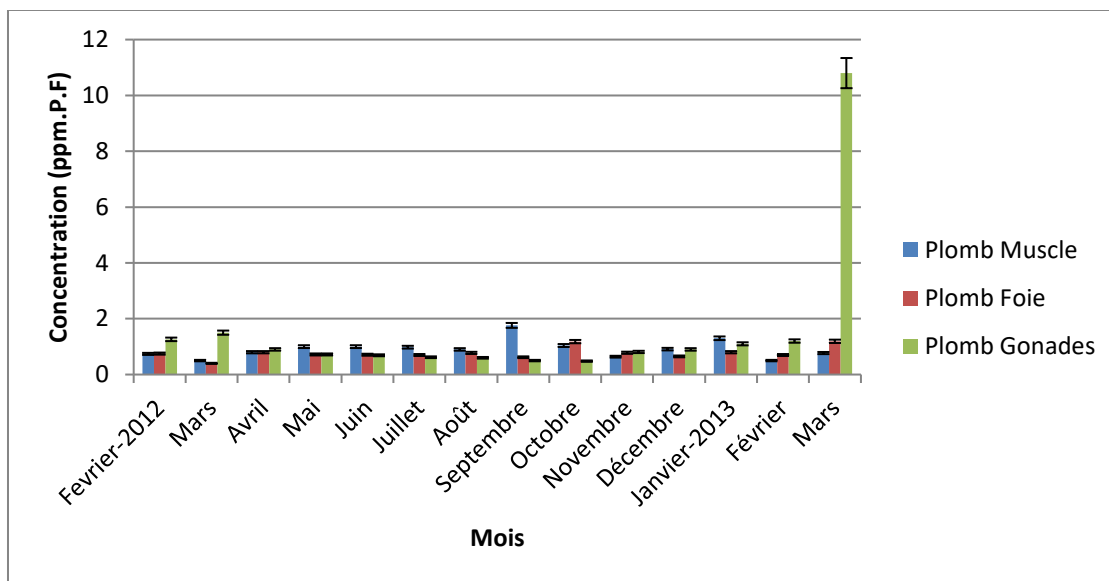


Fig.55 : Variations mensuelles des concentrations moyennes en métaux lourds (Pb) (ppm. P.F) dans les organes du *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien

Pour le zinc, une tendance à la hausse est enregistrée durant les mois relatifs à la période hivernal et au début de la saison printanière (à savoir de décembre à avril), alors qu'une chute des valeurs moyennes est décelable en été et en automne (de juin à novembre).

Nous avons notés également que les concentrations en zinc au niveau du foie présentent une forte concentration durant toute l'année, on registre une chute massive de ETM de ce métal durant le mois de d'octobre à 6mg/kg (Fig.56).

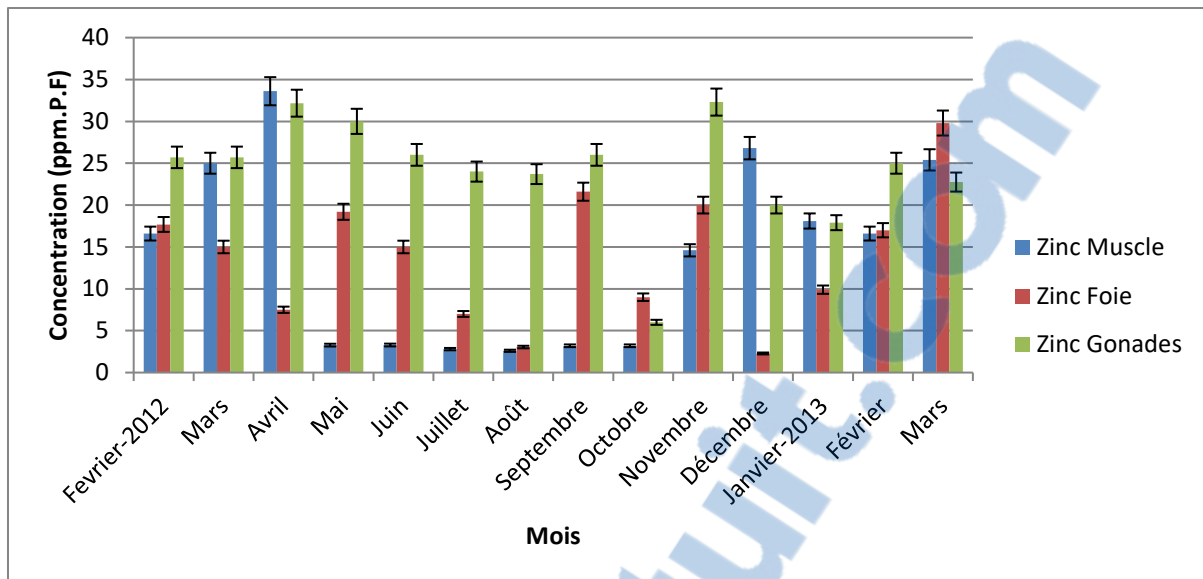


Fig.56: Variations mensuelles des concentrations moyennes en métaux lourds (Zn) (ppm P.F) dans les organes du *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien

Les teneurs des concentrations moyenne cuivrique, représentent plusieurs pics de concentration au niveau du foie , la plus élevée durant le mois aout 30.6 ppm/PF, Des chutes importantes pendant plusieurs mois de l'année 2012 et 2013, les baisses les plus remarquées sont celle du octobre et mars respectivement 5 ppm/PF, 6.5 ppm/PF .

Pratiquement, pour tous les mois de notre étude, les teneurs en cuivre sont beaucoup plus faible dans le muscle et les gonades que les Pb, Zn (Fig.57). Les teneurs en zinc sont beaucoup plus élevées que celles des deux autres éléments métalliques (Tab. 32; Fig. 57).

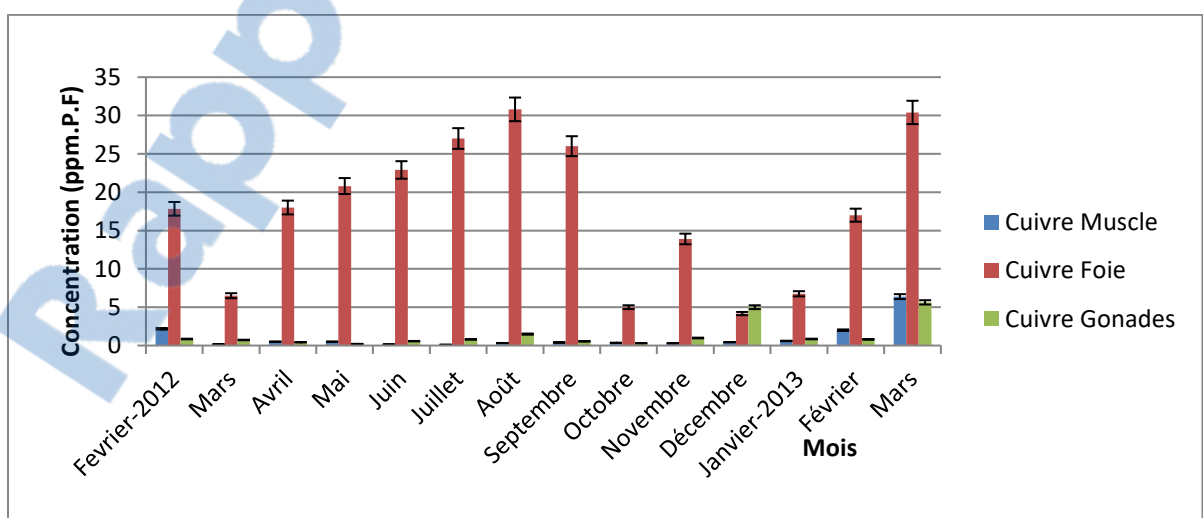


Fig.57: Variations mensuelles des concentrations moyennes en métaux lourds (Cu) (ppm P.F) dans les organes du *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien

Tab. 32 : Variations des concentrations en métaux lourds (moyenne \pm écart type ppm/PF en fonction des mois chez *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien

ETM organes mois	zinc			cuivre			Plomb		
	Muscle	Foie	Gonades	Muscle	Foie	Gonades	Muscle	Foie	Gonades
Février-2012	16.6 \pm 1.02	17.6 \pm 1	25.7 \pm 1.04	2.18 \pm 0.01	17.8 \pm 0.82	0.85 \pm 0.2	0.74 \pm 0.1	0.75 \pm 0.19	1.26 \pm 0.77
Mars	25 \pm 1.9	15 \pm 91	25.7 \pm 1	0.15 \pm 0.07	6.5 \pm 0.82	0.72 \pm 0.6	0.5 \pm 0.3	0.4 \pm 0.31	1.5 \pm 0.98
Avril	33.6 \pm 1.08	7.5 \pm 0.36	32.17 \pm 0.95	0.5 \pm 0.3	18 \pm 0.9	0.43 \pm 0.83	0.8 \pm 0.21	0.8 \pm 0.18	0.9 \pm 0.1
Mai	3.28 \pm 0.9	19.2 \pm 0.8	30 \pm 1.3	0.5 \pm 0.57	20.8 \pm 0.73	0.21 \pm 0.4	1 \pm 0.3	0.72 \pm 0.24	0.72 \pm 0.07
Juin	3.29 \pm 0.26	15 \pm 0.79	26 \pm 0.83	0.13 \pm 0.1	22.9 \pm 0.98	0.57 \pm 0.3	1 \pm 0.26	0.71 \pm 0.24	0.69 \pm 0.07
Juillet	2.8 \pm 0.75	7 \pm 0.43	24 \pm 0.64	0.1 \pm 0.01	27 \pm 0.75	0.8 \pm 0.4	0.98 \pm 0.52	0.7 \pm 0.3	0.62 \pm 0.071
Août	2.6 \pm 0.9	3.05 \pm 0.31	23.7 \pm 0.53	0.32 \pm 0.2	30.8 \pm 1	1.49 \pm 0.62	0.9 \pm 0.12	0.77 \pm 0.23	0.6 \pm 0.08
Septembre	3.2 \pm 0.86	21.6 \pm 0.99	26 \pm 0.9	0.4 \pm 0.6	26 \pm 1.01	0.55 \pm 0.1	1.76 \pm 0.7	0.62 \pm 0.3	0.5 \pm 0.09
Octobre	3.2 \pm 0.82	9 \pm 0.2	6 \pm 0.3	0.35 \pm 0.32	5 \pm 0.9	0.3 \pm 0.01	1.04 \pm 0.49	1.18 \pm 0.28	0.48 \pm 0.13
Novembre	14.6 \pm 0.98	20 \pm 0.7	32.3 \pm 0.78	0.3 \pm 0.9	13.9 \pm 0.83	0.98 \pm 0.53	0.64 \pm 0.1	0.78 \pm 0.73	0.81 \pm 0.22
Décembre	26.8 \pm 0.49	2.28 \pm 0.08	20 \pm 0.63	0.44 \pm 0.2	4.17 \pm 0.03	5 \pm 0.2	0.91 \pm 0.36	0.65 \pm 0.56	0.9 \pm 0.18
Janvier	18.1 \pm 0.58	9.9 \pm 0.38	17.9 \pm 0.69	0.6 \pm 0.18	6.75 \pm 0.07	0.85 \pm 0.7	1.3 \pm 0.84	0.8 \pm 0.18	1.1 \pm 0.25
Février	16.6 \pm 1	17 \pm 0.75	25 \pm 0.9	2 \pm 0.37	17 \pm 0.83	0.8 \pm 0.6	0.5 \pm 0.28	0.7 \pm 0.09	1.2 \pm 0.7
Mars	25.4 \pm 1.32	29.8 \pm 1.01	22.75 \pm 0.97	6.38 \pm 0.61	30.4 \pm 0.90	5.63 \pm 0.3	0.77 \pm 0.17	1.19 \pm 0.92	10.8 \pm 1

Les résultats obtenus témoignent de l'influence des périodes mensuelles sur les variations des teneurs moyennes en métaux lourds. Le teste de Student signale des différences significatives entre les métaux lourds étudiés ($p < 0.05$)

1.5. Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds du poids frais

Evaluation saisonnière des teneurs en métaux en fonction des saisons et d'organe peut être perçue à travers l'analyse les graphiques sur les figures 58.

Les Figures 58a, 58b, 58c illustrent un accroissement dans les teneurs en éléments traces métalliques pendant les saisons.

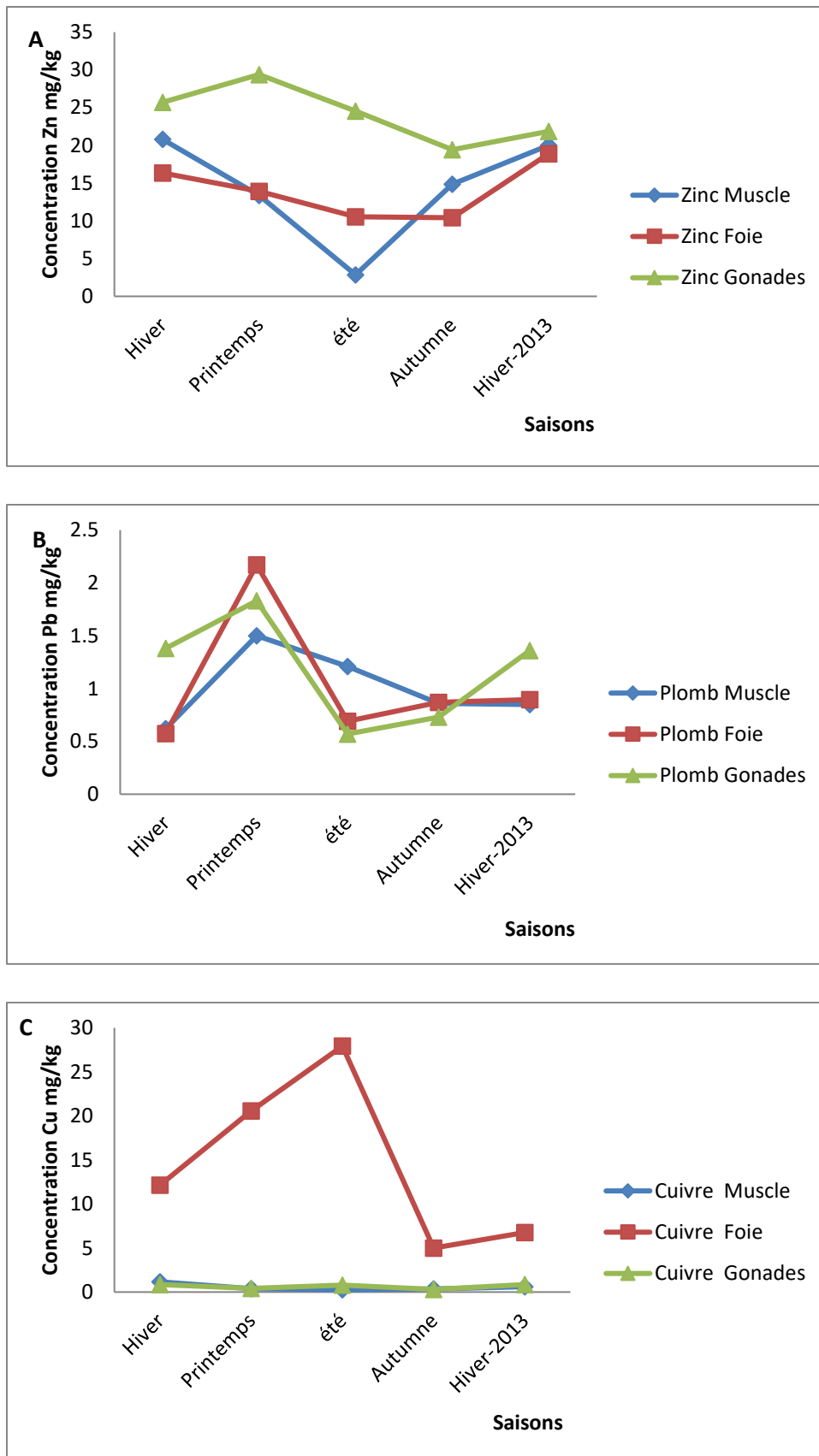


Fig. 58: Variation saisonnière des concentrations moyennes en métaux lourds (Zn, Pb et Cu) en (ppm. P.F) dans les organes du *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien.

➤ Le zinc se détache nettement avec une concentration moyenne maximale dans les gonades et le muscle des Muges avec un maximum en printemps de 29.39 mg/kg, quant au tissu musculaire est de 20.8 mg/kg durant hiver, le Zinc se détache par des concentrations moyennes largement inférieure en été 2.86 mg/kg.

L'effet combiné des deux facteurs Saisons / Organes selon le test ANOVA, est significatif à $p < 0,05$ sur la bioaccumulation du Zn ($p < 0,05$).

➤ Les teneurs moyennes en Plomb relevées des concentrations importantes au niveau des trois organes en printemps, une concentration moyenne maximale est notée dans le tissu hépatique, le tissu gonadique et le tissu musculaire, sont notés respectivement 2,17 ppm/PF, 1.83 ppm/PF, et 1.5 ppm/PF.

Des valeurs minimales sont relevées en hiver au niveau des tissus musculaire et tissus hépatiques avec 0.62 ppm/PF, 0.57 ppm/PF respectivement.

Pour le tissu gonadique, il se distingue par des concentrations moyennes supérieures à une teneur de 1.38 ppm/PF. Pour les autres saisons, on souligne des concentrations presque identiques.

L'effet combiné des deux facteurs Saisons / Organes selon ANOVA, ne représente aucune différence significatif sur la bioaccumulation du Pb $p > 0,05$.

➤ Le cuivre révélant des teneurs très importantes au niveau du tissu hépatique, une concentration moyenne maximale est noté 27.93 ppm/PF en été, une forte chute de ce métal est produite au niveau du même organe à 05 ppm/PF en automne.

Les oscillations des teneurs moyennes du cuivre indiquent que les concentrations presque homogènes durant les saisons mis appart au niveau du foie.

Peut annoncer que les teneurs du cuivre montrent une différence hautement significative entre les organes et les saisons ($P < 0,05$) selon le test ANOVA.

I.1.6. Variation mensuelle des concentrations moyennes en métaux lourds (Pb, Zn, Cu) en fonctions de sexe

Sur la base des résultats de la figure 60 et le tableau 33, nous pouvons dire que la bioaccumulation des polluants est plus significative chez les sujets mâles que chez les sujets femelles.

Tab. 33 : Variation mensuelle des concentrations moyennes en métaux lourds en fonctions de sexe chez *Mugil cephalus*

Sexe ETM	Mâle			Femelle		
	Muscle	Foie	Gonade	Muscle	Foie	Gonade
Zn	1.23±0.22	1.81±0.25	2.43±0.13	1.61±0.38	1.46±0.28	2.04±0.14
Pb	0.10±0.05	0.09±0.035	0.07±0.09	0.19±0.18	0.23±0.15	0.08±0.18
Cu	0.08±0.12	2.01±0.16	0.28±0.29	0.19±0.2	1.65±0.56	0.2±0.17

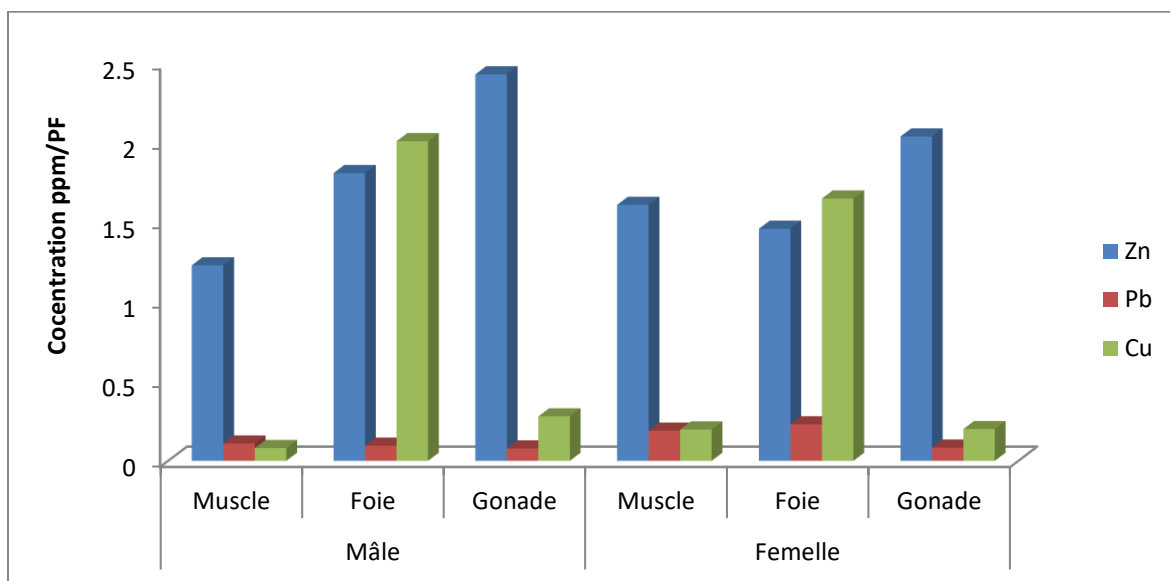


Fig. 60 : Variation mensuelle des concentrations moyennes en métaux lourds (ppm.P.F) en fonctions des sexes chez *Mugil cephalus* pêché dans le littoral occidental algérien.

Les concentrations moyennes en fonction du sexe indiquent que le Zinc bioaccumulée est plus important chez les mâles que les femelles.

Les concentrations sont présentes chez les deux sexes à des valeurs presque similaires.

Par ailleurs les éléments trace métallique en cuivre sont plus accumulés chez les mâles et surtout au niveau du foie que chez les femelles.

Le tissu musculaire accumule beaucoup plus les éléments trace métalliques que les autres tissus (Tab.33).

Absence de différence significative entre les concentrations moyennes annuelles pour les deux sexes. (Test de Student, $p < 0,05$).

1.7. Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds en fonction des indices physiologiques

Les différentes mesures biologiques réalisées sur le terrain (poids total (g), poids du foie (g), longueur des individus (cm) permettent de calculer différents types d'indices biométriques reflétant l'état de santé global des individus et offrent un grand intérêt pour évaluer les effets chroniques des pollutions. Les plus usuels sont les relations taille-poids (condition) et les indices RHS, RGS.

Le rapport hépatosomatique **RHS** donne des indications sur d'éventuelles altérations de ses cellules hépatiques ou de son statut nutritionnel général (**Bougis, 1952**). Le **RHS** est souvent corrélé avec le degré de pollution. Tant que les poissons sont capables de s'alimenter, cet indice augmente en même temps que l'activité des systèmes de détoxification.

Le facteur de condition **K** reflète l'état d'embonpoint d'un individu, c'est-à-dire sa capacité à accumuler plus ou moins de réserves sous forme de protéines et/ou de glycogène dans les muscles.

Ce facteur de condition varie naturellement en fonction du milieu dans lequel l'animal évolue (température, abondance de nourriture, etc.) ainsi qu'en fonction de son cycle de reproduction (**Lambert & Dutil, 1997**). Cet indice simple à mesurer Voisin de 1, dénote un bon équilibre pondéral ; et peut cependant être considéré comme un indicateur de l'état général des organismes aquatiques ; dans le cas contraire, il peut renseigner et témoigner indirectement sur les coûts métaboliques induits par un stress polluant.

Ces deux marqueurs physiologiques simples à mesurer peuvent être considérés comme des indicateurs d'un état général des organismes aquatiques.

❖ Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds en fonction du facteur Rapport Hépatosomatique RHS

Le rapport hépatosomatique moyen : varie de 2.43 et 0.81 chez les mulettes femelles. Les RHS les plus élevés sont notés chez les populations femelles prélevées au niveau de notre zone d'étude que la population mâles qui varie entre 1.71 et 1.32.

Ces individus présentent un RHS élevé parallèlement à des concentrations importantes en éléments traces au cours de la période hivernale et fin de la période estivale où la ponte est principale. Le RHS des femelles est significativement supérieur à celui des mâles au sein de la même population (Fig.61.62).

le RHS représente le statu nutritionnel du poisson, ainsi son augmentation implique l'augmentation de l'activité hépatique et par conséquent est en relation avec l'exposition aux polluants (Martinez-Gomez *et al.*, 2012). La différence est significatif à $p < 0,05$.

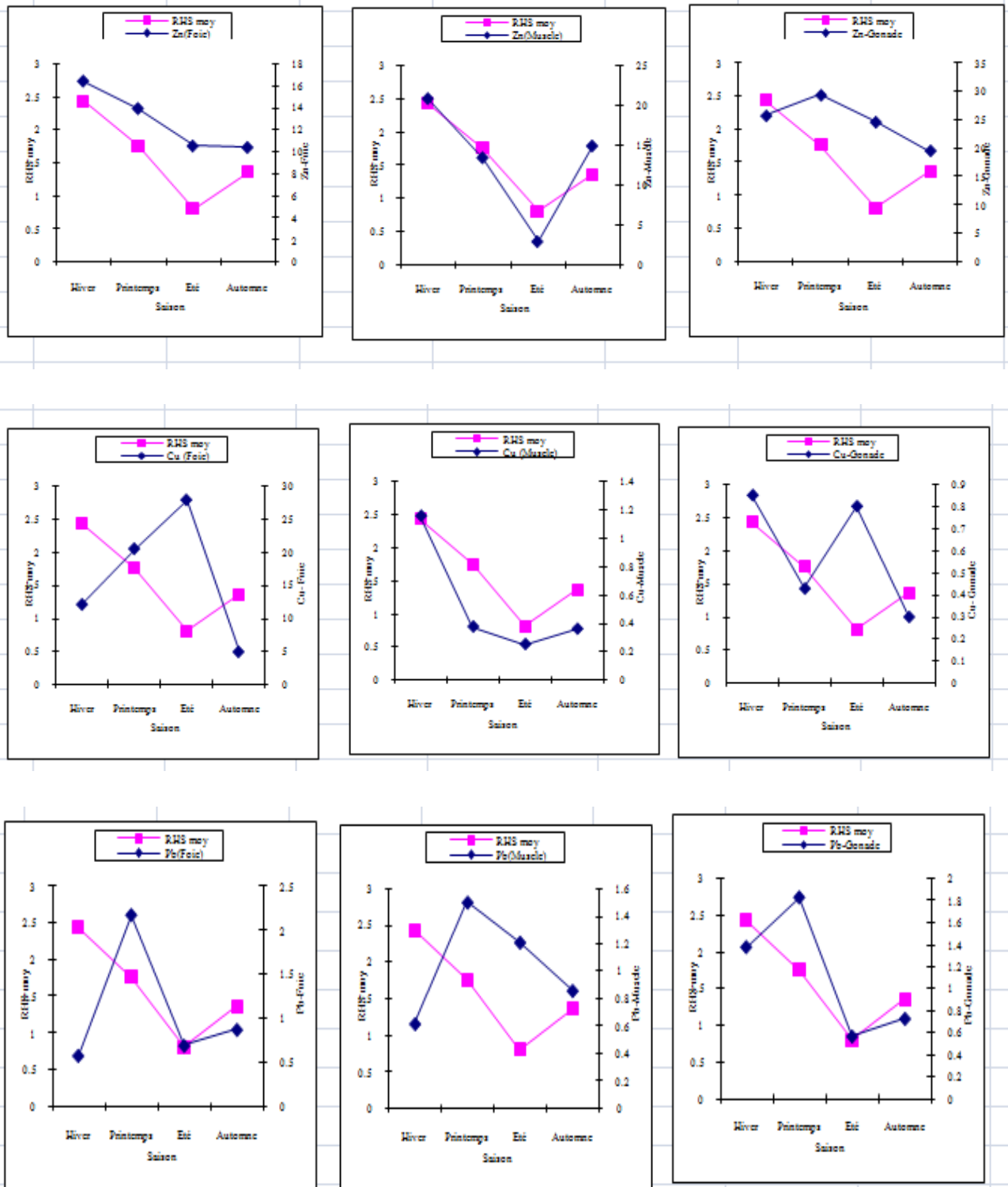


Fig.61: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne \pm écart-type ppm. P.F) en fonction de rapport hépato-somatique RHSmoy chez *le Mugil cephalus* femelles pêché dans le littoral occidental algérien

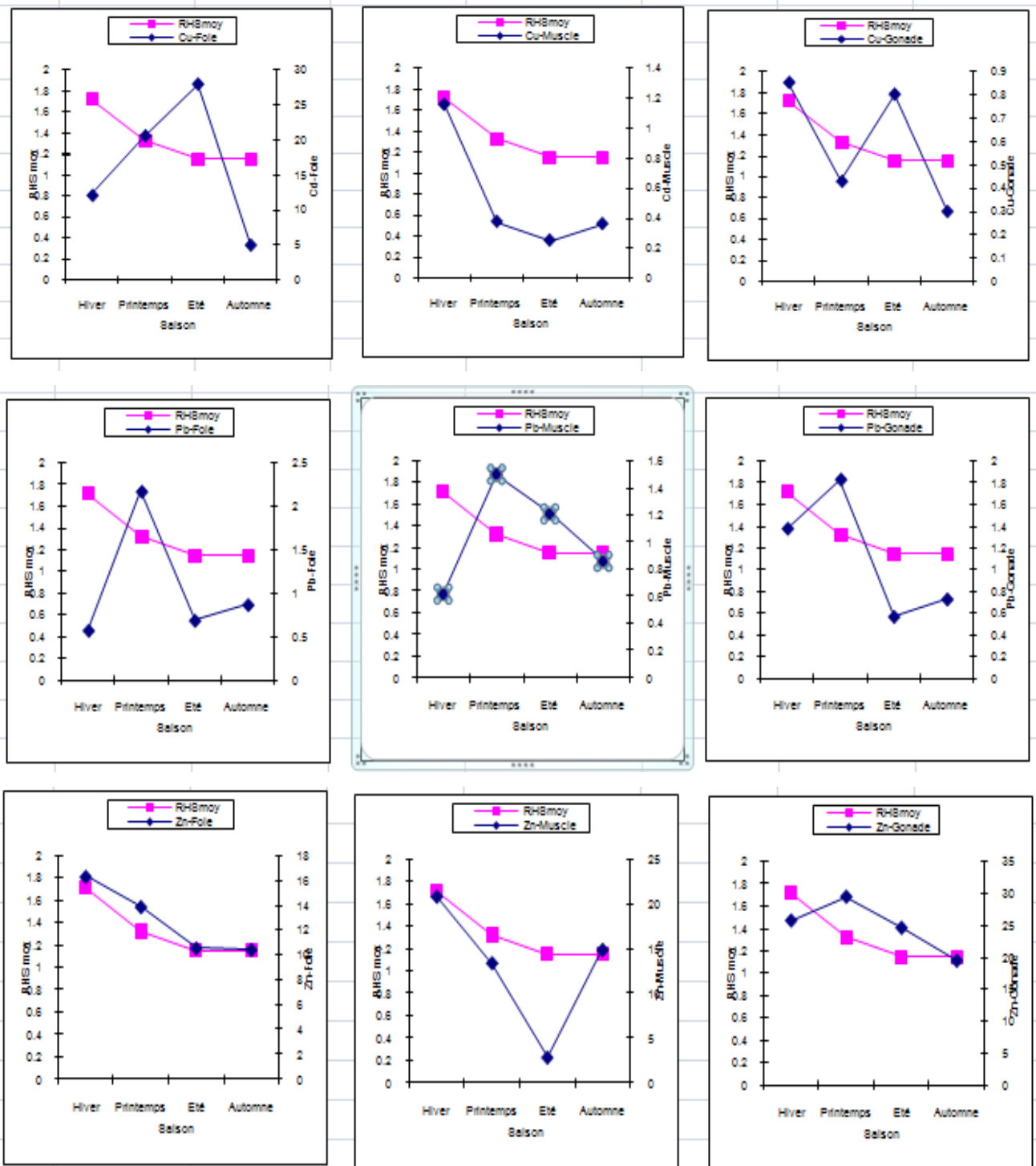


Fig.62: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne ± écart-type ppmP.F) en fonction de rapport hépato-somatique RHSmoy chez *le Mugil cephalus* mâles pêché dans le littoral occidental algérien

❖ Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds en fonction du facteur de condition **K**

Les résultats obtenus dans notre présent travail, indiquent que les *M. cephalus* femelles du littoral occidental algérien échantillonné en 2012-2013 exposent un indice de condition **K** qui est presque similaire aux mâles,

Chez les femelles, nous n'avons pas dénoté des **K** qui synchronisent avec les teneurs en métaux lourds en fonction des saisons (Fig. 63), contrairement aux mâles. Une diminution significative du facteur de condition avec l'accroissement des concentrations des éléments traces métalliques **ETM** dans les trois organes a été observée, au cours de la même année. Cependant, les valeurs obtenues de cet indice, physiologiques coïncident parfaitement avec des épisodes de contamination métalliques.

L'augmentation brusque de **k** est suivie d'une chute brutale du même indice correspond à des pontes. Donc c'est une fois qu'à lieu la ponte avec émission de leurs gamètes chargés de micropolluants étudiés que ces individus voient leur condition physiologique s'affaiblir (Fig. 63, Fig.64).

La diminution de l'indice de condition des muets prélevés pourrait témoigner d'un stress éventuel lié soit à une contamination chimique ou à une ponte.

Il a été démontré qu'il existe une relation linéaire inversement proportionnelle entre le facteur de concentration des métaux traces et l'indice de condition (**Andral et al., 2007**).

Le facteur de comparaison par ANOVA est très hautement significative ($p=0.0013$)

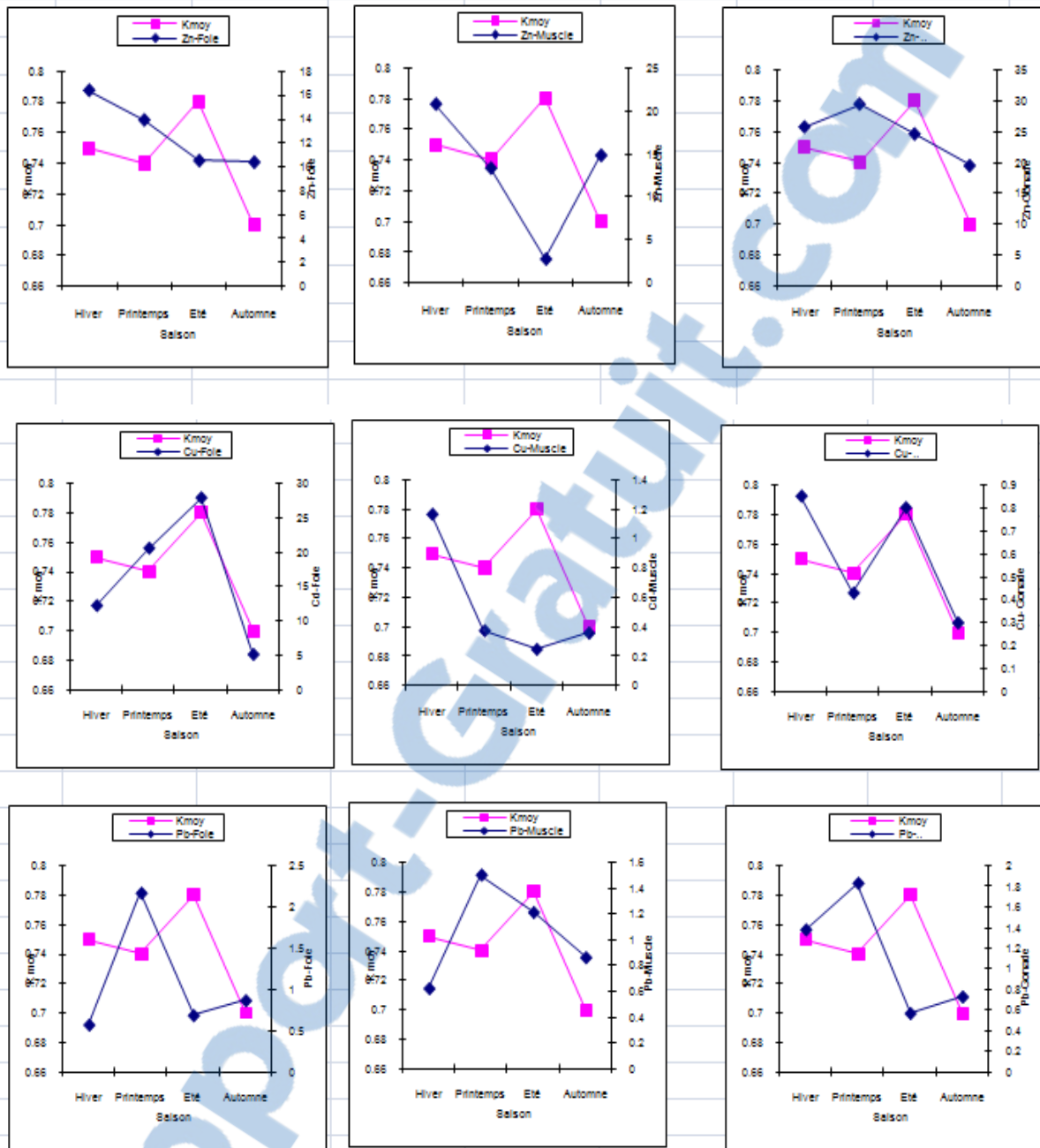


Fig.63: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne \pm écart-type ppmP.F.) en fonction de l'indice de condition Kmoy chez le *Mugil cephalus* femelles pêché dans le littoral occidental algérien

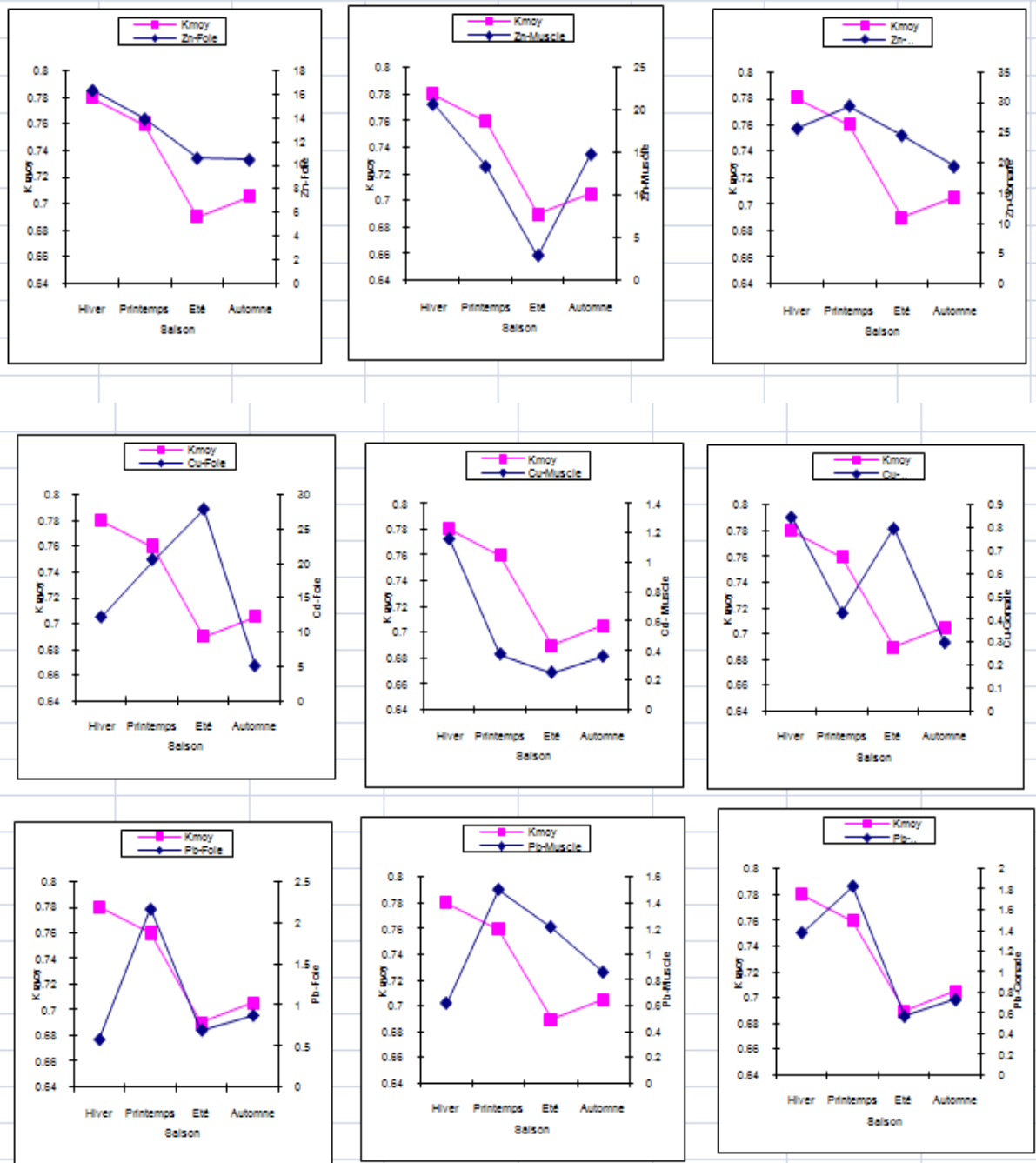


Fig.64: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne \pm écart-type ppm P.F.) en fonction de l'indice de condition Kmoy chez *le Mugil cephalus* mâles pêché dans le littoral occidental algérien

1.8. Variations des concentrations en métaux lourds (Zn, Cu et Pb) selon les stades de maturité du *Mugil cephalus*

La lecture du tableau 34 résume le calcul des concentrations moyennes (ppm P.F. \pm écart type) des métaux lourds ciblés chez *Mugil cephalus* selon les stades de maturités du littoral occidental algérien son distingués le sexe.

Tab. 34 : Variations des concentrations en métaux lourds (Zn, Cu et Pb) selon les stades de maturité du *Mugil cephalus*

Organes	Immature (Stades 1et 2)			Mature (Stades 3, 4, 5 et 6)		
	Muscle	foie	gonade	Muscle	foie	gonade
Zinc	1.73 ± 0.45	1.175 ± 0.20	1.64 ± 0.80	1.86 ± 0.34	1.37 ± 0.56	2.09 ± 0.46
Cuivre	0.06 ± 0.02	2.48 ± 0.9	0.008 ± 0.009	0.54 ± 0.29	1.38 ± 0.81	0.09 ± 0.034
Plomb	0.14 ± 0.07	0.25 ± 0.06	0.21 ± 0.23	0.08 ± 0.023	0.07 ± 0.01	0.1 ± 0.01

Les fluctuations des teneurs moyennes en Zn relevées dans les différents organes du *Mugil cephalus* en fonction des stades de maturités montrent que les valeurs les plus élevées sont enregistrées en stade de maturités. Contrairement aux teneurs moyenne enregistrés par le Cu et le Pb, les concentrations métalliques sont plus importante en stade immature que le stade matures.

❖ Zinc

Le **test t de Student** ne donne aucune différence significative ($p \geq 0.05$) entre la concentration moyenne obtenue à la période des stades de maturées ($t_{cal}=0,10$). Les concentrations moyennes de ces deux périodes ne diffèrent pas donc d'une manière significative.

❖ Cuivre

Comme pour zinc, nous n'observons pas de différence significative ($t_{cal}=0,74$) entre les concentrations moyennes des deux périodes des stades de maturées.

❖ Plomb

Les concentrations moyennes enregistrées pendant les deux périodes des stades de maturées ne présentent aucune différence significative puisque la valeur du $t_{cal} = 0,07$.

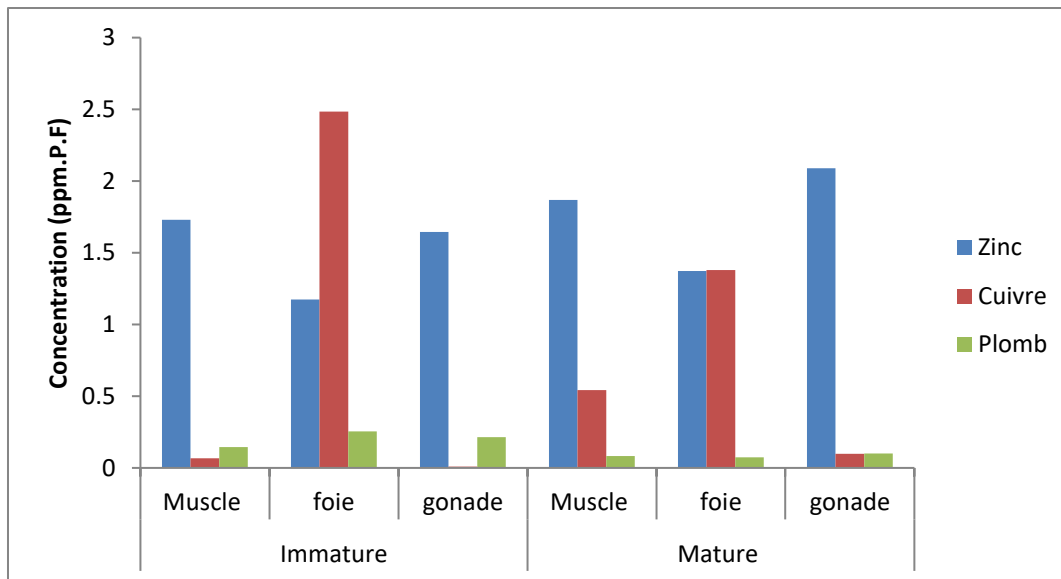


Fig. 65 : Variations des concentrations en métaux lourds (Zn, Cu et Pb) selon les stades de maturité du *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien

1.9. Variations des concentrations en métaux lourds (Zn, Cu et Pb) en fonction des classes d'âge du *Mugil cephalus*

Des variations des concentrations moyennes des métaux étudiés ont été relevées chez les individus de différentes classes d'âge constituées (Tab. 35, Tab36, Tab37). D'après les résultats obtenus, les variations de concentrations moyennes affichées restent hétérogènes pour les 7 classes d'âge.

❖ Zinc

Les valeurs moyennes des concentrations en zinc résumées dans le tableau 35 et illustrées par la figure 66, s'affichent avec des valeurs qui sont presque dans le même interval de concentration moyenne dans les sept classes d'âge mesuré dans le même organe.

Tab.35 : Variations des concentrations en métaux lourds en Zn (moyennes \pm écart type ppm P.F) en fonction des classes d'âge du *Mugil cephalus*

Classe d'âge	Zinc		
	Muscle	Foie	Gonades
Age I	2.15 \pm 0.3	1.02 \pm 0.82	1.05 \pm 0.31
Age II	1.5 \pm 0.62	1.33 \pm 0.24	2.24 \pm 0.52
Age III	1.54 \pm 0.62	0.82 \pm 0.55	1.75 \pm 0.71
Age IV	1.75 \pm 0.69	2.07 \pm 0.2	2.76 \pm 0.15
Age V	1.62 \pm 0.45	0.8 \pm 0.2	1.5 \pm 0.18
Age VI	2.56 \pm 0.7	1.8 \pm 0.74	2.35 \pm 0.58
Age VII	2.54 \pm 0.51	2.98 \pm 0.33	2.75 \pm 0.09

Des concentrations moyennes importantes sont retrouvées au niveau des gonades entre 1.05 et 2.76 ppm .PF signalée dans différentes âge, les valeurs les plus faibles sont au niveau du foie 0.8 ppm.PF.

D'après les teneurs du zinc en fonction des classes d'âge, on peut établir un ordre décroissant d'accumulation pour les éléments métalliques dans les gonades, les muscles et les foies respectivement.

❖ Cuivre

Le tableau 36 présente les différentes concentrations moyennes du cuivre en fonction des différentes classes d'âge, les variations de ces teneurs sont illustrées par la figure 35.

Tab.36: Variations des concentrations en métaux lourds en Cu (moyennes \pm écart type ppm P.F) en fonction des classes d'âge du *Mugil cephalus*

Classe d'âge	Cuivre		
	Muscle	Foie	Gonades
Age I	0.05 \pm 0.2	1.8 \pm 0.35	0.001 \pm 0.12
Age II	0.085 \pm 0.57	3.17 \pm 0.60	0.015 \pm 0.66
Age III	0.33 \pm 0.83	2.51 \pm 0.95	0.075 \pm 0.56
Age IV	0.92 \pm 0.92	1.46 \pm 0.42	0.15 \pm 0.81
Age V	0.62 \pm 0.81	0.75 \pm 0.8	0.09 \pm 0.23
Age VI	0.3 \pm 0.83	0.8 \pm 0.45	0.08 \pm 0.83
Age VII	0.6 \pm 0.94	3.04 \pm 0.45	0.5 \pm 0.84

Les teneurs moyennes en Cu relevées dans les différents organes du *Mugil cephalus* montrent que les valeurs les plus importantes caractérisent les foies.

La valeur la plus élevée est de l'ordre de 3.17 \pm 0,60 μ g/g obtenue dans les foies de la classe d'âge II; tandis que la teneur la plus faible est de l'ordre de 0,01 \pm 0,12ppm.PFobtenue dans les gonades de la classe d'âge I.

D'après les teneurs, on peut établir un ordre d'accumulation décroissant pour les éléments métalliques dans les organes hépatiques, musculaires et hépatiques, respectivement.

❖ Plomb

Les différentes concentrations moyennes obtenues sont résumées dans le tableau 37et illustrées par la figure 66.

Tab.37 : Variations des concentrations en métaux lourds en Pb (moyennes \pm écart type ppm P.F) en fonction des classes d'âge du *Mugil cephalus*

Classe d'âge	Plomb		
	Muscle	Foie	Gonades
Age I	0.2 \pm 0.2	0.3 \pm 0.2	0.3 \pm 0.01
Age II	0.09 \pm 0.01	0.21 \pm 0.01	0.05 \pm 0.05
Age III	0.08 \pm 0.09	0.055 \pm 0.01	0.08 \pm 0.024
Age IV	0.053 \pm 0.09	0.082 \pm 0.03	0.1 \pm 0.038
Age V	0.09 \pm 0.87	0.07 \pm 0.021	0.1 \pm 0.082
Age VI	0.11 \pm 0.72	0.09 \pm 0.087	0.12 \pm 0.014
Age VII	0.07 \pm 0.39	0.19 \pm 0.065	0.1 \pm 0.093

De ce tableau, il ressort que les concentrations moyennes en Pb relevées dans les différents organes du *Mugil cephalus* montrent des valeurs importantes au niveau des tissus hépatiques et gonadiques.

La valeur la plus élevée est de l'ordre de 0,30ppm.PF enregistrés dans le foie et la gonade dans la plus jeune classe d'âge.

On note que le tissu musculaire affiche les teneurs les plus faibles, la concentration la plus faible est de l'ordre de 0.07 ppm.PF obtenue chez les adultes (classe d'âgeVII).

En comparant La concentration moyenne de tous les organes du mulot, ne laisse apparaître aucune différence statistiquement significative dans la bioaccumulation des éléments en trace métallique (Cu, Zn et Pb) entre les classes d'âge selon les comparaisons par les tests (ANOVA, Kruskal-Wallis, $P < 0.05$).

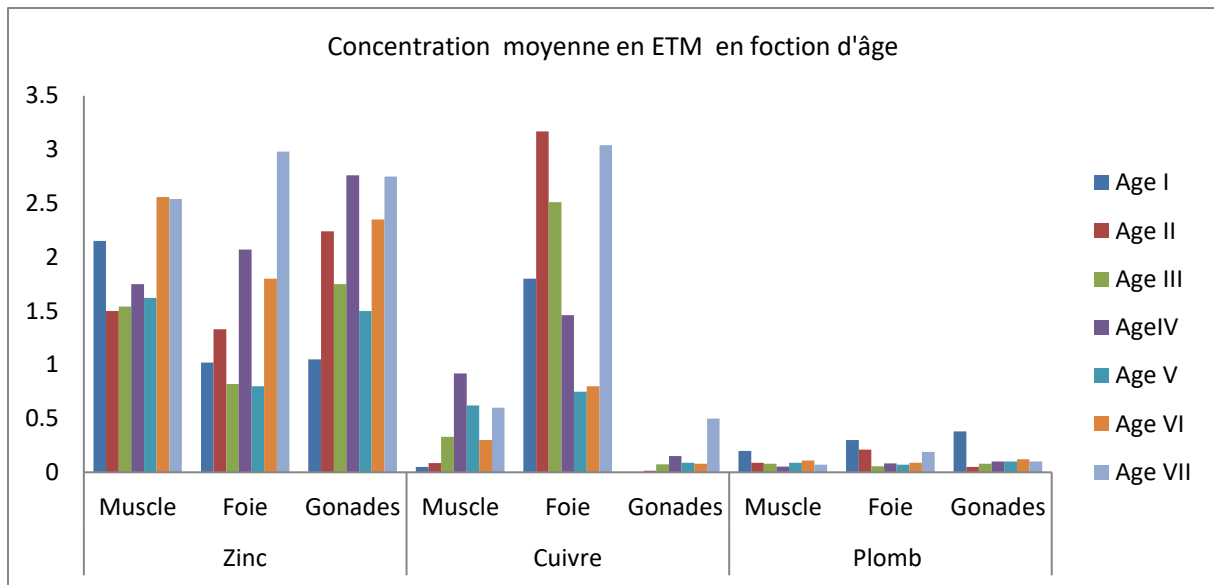


Fig.66 : Variations des concentrations en métaux lourds en Zn, Pb, Pb (moyennes \pm écart type ppm P.F) en fonction des classes d'âge du *Mugil cephalus*.

Partie B : Analyse en composante principale

L'analyse en composantes principales (ACP) effectuée ; nous a permis de classer les informations relatives des éléments traces métalliques effectués au cours de la période d'étude par l'établissement des corrélations entre l'ensemble des variables, pour déterminer la répartition des contaminants étudiés et aussi de tester l'influence des variables (saisons et organes).

1. Analyse en Composantes Principales (ACP) de la variation en teneurs des concentrations métalliques dans le mullet (*Mugil cephalus*) du littoral occidental Algérien

1.1. Analyse de la variation mensuelle de la contamination métallique dans le mullet

Le cercle de corrélation issue de l'analyse en composantes principales (Fig.67), montre une très bonne corrélation entre le Zinc et le plomb mesurés dans les différents organes de l'espèce étudié ; tandis que le cuivre manifeste des valeurs de corrélation faible par rapport au plomb et zinc.

L'analyse des composantes principales (ACP) a été utilisée principalement pour déterminer la répartition des contaminants étudiés mais aussi pour vérifier l'influence des différentes variables visées dans cette étude.

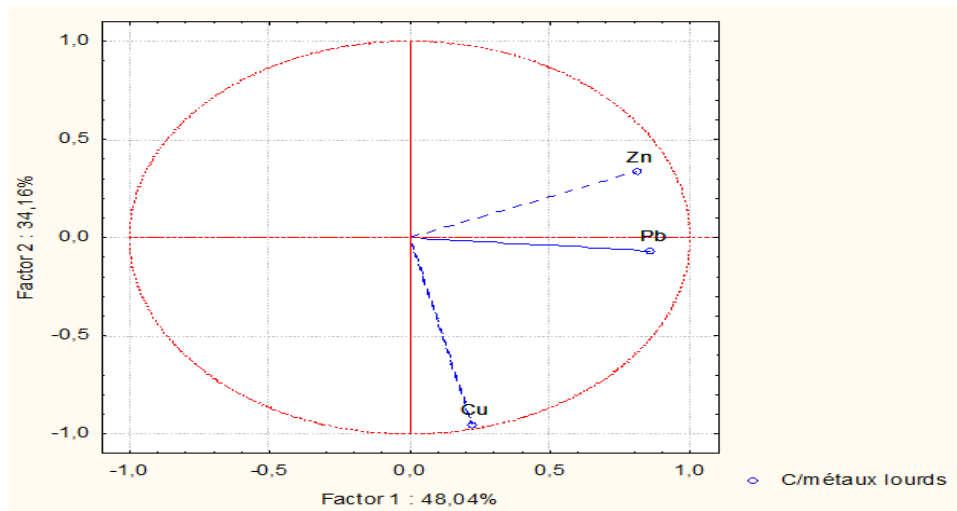


Fig. 67 : Cercle de Corrélation entre les concentrations métalliques mensuelle (Pb, Zn et Cu) chez le *Mugil cephalus*

Les observations correspondent à l'enregistrement du taux de concentration des métaux lourds bio accumulés dans les trois organes (foie, muscle et gonades) qui peuvent être représentés sur les axes factoriels.

L'extraction de deux facteurs (F1×F2) a été menée dans cette analyse avec une contribution et un taux d'inertie de 48.04 % pour le facteur 01, tandis que la contribution est de 34.16 % pour le facteur 02.

La projection de l'ensemble des stations dans le cercle de corrélation (F1×F2) a permis d'identifier trois groupes bien distincts (Fig. 67) :

- Du côté positif du plan factoriel, on individualise trois groupes dont la variation des concentrations dans les différents tissus des organes mesurés est importante.

On constate que les concentrations en Zn déterminées à partir des différents organes sont plus importantes que les concentrations en Pb et en Cu obtenues. Par exemple la teneur globale du Zn dans les gonades du poisson pendant l'hiver est de 25,6 ppm. On remarque que cette teneur est plus importante que celle du Pb car la valeur maximale affichée est de 1,38ppm et en dernier lieu on enregistre des valeurs plus faibles pour les teneurs maximales en Cu qui est de 0,85ppm.

1.2. Analyse en Composantes Principales de la variation des concentrations métalliques en fonction des mois de prélèvements dans les différents organes du (*Mugil cephalus*).

Le cercle de corrélation issue de l'analyse en composantes principales (Fig. 68) entre la variation des concentrations métalliques dans les différents organes du poisson étudié, montre

des corrélations importantes entre les concentration du Plomb dans le foie (Pbf), celle du Plomb dans le muscle (Pbm) et celle du Cuivre dans le foie (cuf). Sachant que cette analyse a été utilisée pour déterminer la répartition des contaminants étudiés dans les différents tissus des organes qui ont fait l'objet de cette étude.

Les observations correspondent aux différentes concentrations des métaux lourds qui peuvent être représentées sur les axes factoriels. L'extraction de deux facteurs (F1×F2) a été menée dans cette analyse avec une contribution et un taux d'inertie de 32.24 % pour le facteur 01, tandis que la contribution est de 24.59 % pour le plan factoriel 02.

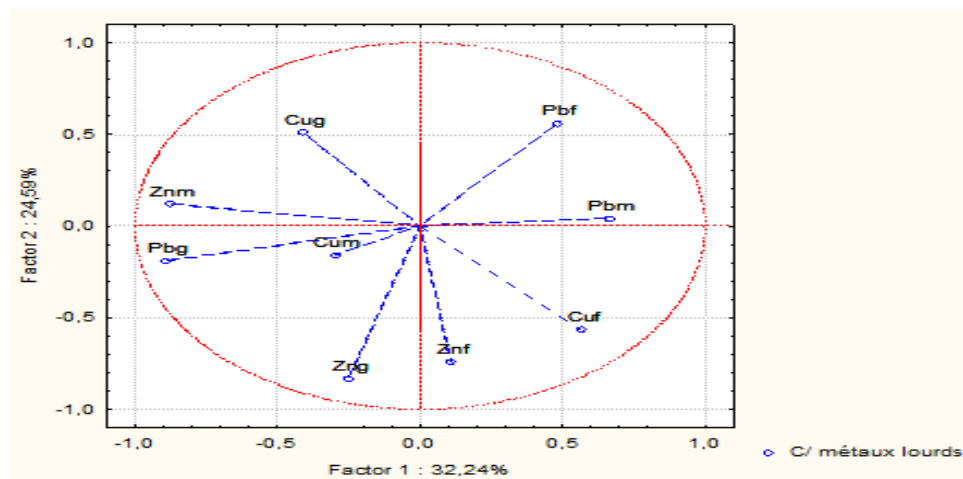


Fig. 68: Cercle de Corrélation entre la variation des concentrations métalliques en fonction des mois de prélèvements dans les différents organes du *Mugil cephalus*.

Les données montrent des valeurs très variées pour les teneurs en éléments traces métalliques dans les organes étudiés. L'ACP, a fait ressortir deux groupes bien distincts :

- le premier groupe du plan factoriel : La concentration en plomb dans le foie (Pbf) est très bien corrélée avec la concentration du plomb dans le muscle (Pbm) et de la concentration du cuivre dans le foie (Cuf) et celle du Zinc dans le foie (Znf), sachant que cette contamination se situe sur un gradient croissant.
- le Deuxième groupe du plan factoriel se traduit par un gradient décroissant de contamination chez le (*Mugil cephalus*) où on constate que la concentration du Zinc dans les gonades (Zng) est bien reliée avec la concentration du Cuivre dans le muscle (Cum), celle du

Plomb dans les gonades (Pbg), celle du Zinc dans le muscle (Znm) et enfin avec celle du cuivre dans les gonades (Cug).

1.3. Analyse en Composantes Principales des mois d'échantillonnage en fonction des concentrations en (Pb, Zn et Cu) chez le *Mugil cephalus*

Les concentrations en (Pb, Zn et Cu) enregistrées dans les trois organes (muscle, foie et gonades) effectuées sur quatorze mois (de février 2012 jusqu'au mars 2013) ont fait l'objet d'une analyse en composante principale (ACP), afin de décrire les relations entre les teneurs en (Pb, Zn et Cu) et les sites de prélèvements.

Les observations correspondent aux points de prélèvements qui peuvent être représentées sur les axes factoriels.

En ce qui concerne la carte de l'ACP, les informations obtenues ont permis l'extraction de deux facteurs avec un taux d'inertie de 48.04 % pour le facteur 1, et de 34.16 % pour le facteur 02. La projection de l'ensemble des stations dans le cercle de corrélation (F1×F2) a permis d'identifier 3 groupes bien distincts (Fig. 68).

Du côté positif du plan factoriel, on a recensé deux groupes (groupe1 et groupe 2) dont les concentrations en (Pb, Zn et Cu) sont importantes.

Du Côté négatif du plan factoriel on a recensé un seul groupe (groupe 3) dont l'accumulation des différents métaux analysés est moins significative que celle détectée dans le premier groupe.

La comparaison entre les échantillons pendant les quatorze mois par une Analyse en Composante Principale (ACP) a permis d'identifier trois groupes :

- Le groupe 1 est composé par des échantillons des mois (sept, octobre, novembre, décembre, mars, février, et janvier).
- Le groupe 2 comporte les échantillons du mois d'avril uniquement.
- Le groupe 3 est constitué des mois suivants : juin, juillet, août.

Les concentrations en (Pb, Zn et Cu), sont plus importantes dans le deuxième groupe. La variabilité des concentrations (Pb, Zn et Cu) est appréciable dans le premier groupe. Par contre Les concentrations enregistrées dans le groupe 3 indiquent de faibles concentrations en éléments traces métalliques

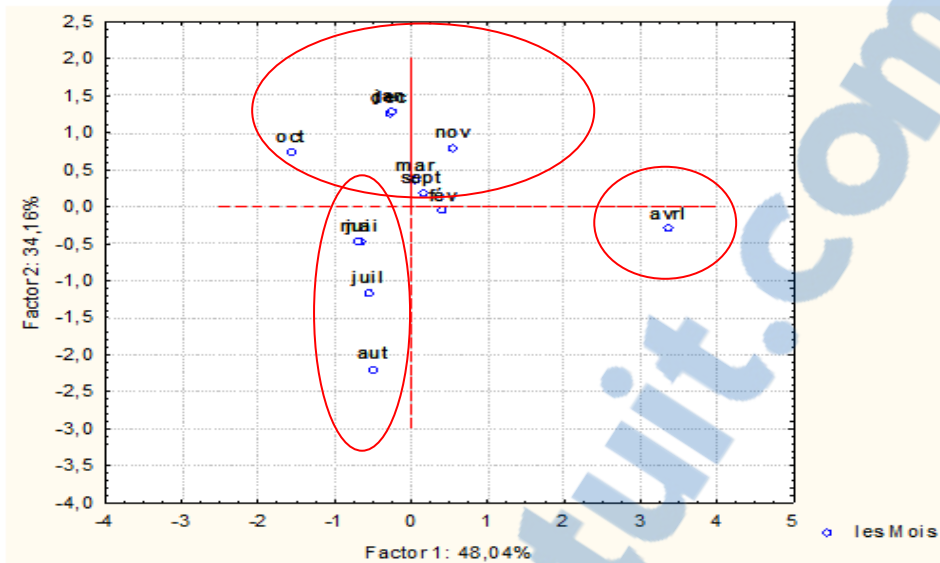


Fig.69: Projection des mois de prélèvements en fonction des concentrations en (Pb, Zn et Cu) chez le *Mugil cephalus* dans le cercle de corrélation.

1.4. Analyse en Composantes Principales des saisons de prélèvement en fonction des concentrations en éléments traces métalliques dans les différents organes du *Mugil cephalus*

La projection des saisons d'échantillonnage sur le plan factoriel (1×2) a permis d'identifier 3 groupes bien distincts (Fig. 70).

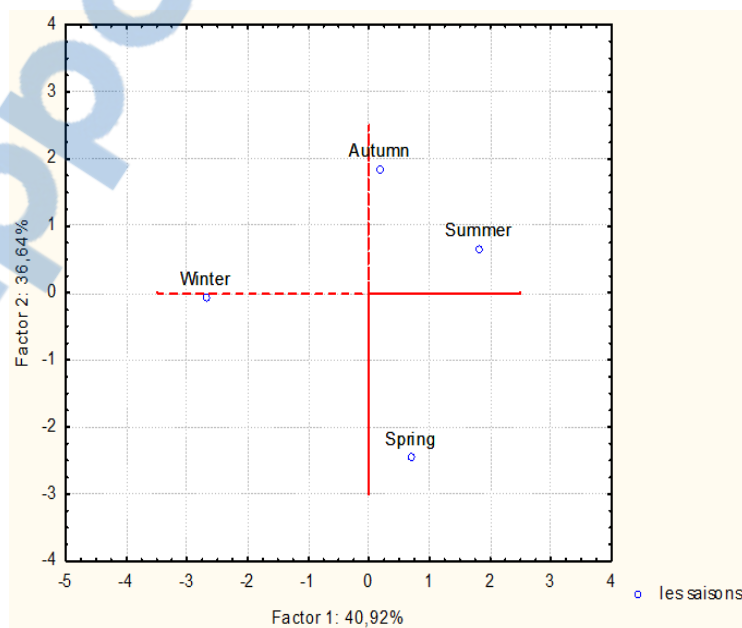


Fig.70 : Projection des saisons en fonction des teneurs en (Pb, Zn et Cu) bio accumulées dans les différents organes du *Mugil cephalus* dans le plan factoriel F1x2.

La réalisation de la carte de l'ACP nous a aidé pour déterminer le taux d'inertie des deux plans factoriels avec une contribution de 40.92 % pour le facteur 1, et de 36.64 % pour le facteur 02. La projection de l'ensemble des stations dans le cercle de corrélation (F1×F2) a permis d'identifier les 3 groupes cités ci-dessous :

- Le groupe 1 est composé par des échantillons de deux saisons (automne et été).
- Le groupe 2 comporte les échantillons de la saison du printemps uniquement.
- Le groupe 3 est constitué par les échantillons de la saison d'hiver.

Les concentrations en (Zn, Pb et Cu), sont plus considérables dans le groupe 1 et 2. Par contre celles enregistrées dans le groupe 3 sont négligeables.

1.5. Analyse en Composantes Principales de la variation des concentrations métalliques saisonnière dans les différents organes du *Mugil cephalus*.

Le cercle de corrélation issue de l'analyse en composantes principales (Fig. 71), montre une bonne harmonisation entre certaines composantes mesurées dans les différents organes de l'espèce étudiée.

Les observations correspondent à l'enregistrement du taux de concentration des métaux lourds bio accumulés dans les trois organes (foie, muscle et gonades) répartis sur plusieurs saisons qui peuvent être représentées sur les axes factoriels.

Sur le plan factoriel (F1×F2) on a pu déterminer une contribution et un taux d'inertie de 40.92 % pour le facteur 01, et une contribution est de 36.64 % pour le facteur 02.

La projection de l'ensemble des saisons dans le cercle de corrélation (F1×F2) a permis d'identifier 2 groupes bien distincts (figure 9). Cette répartition est comme suit :

- Du côté positif du plan factoriel, on distingue un groupe dont la variation des concentrations dans les différents tissus des organes mesurés est importante.
- Du côté négatif du plan factoriel on a recensé un seul groupe (groupe 3) dont l'accumulation des différents métaux analysés est moins importante que celle détectée dans le premier groupe.

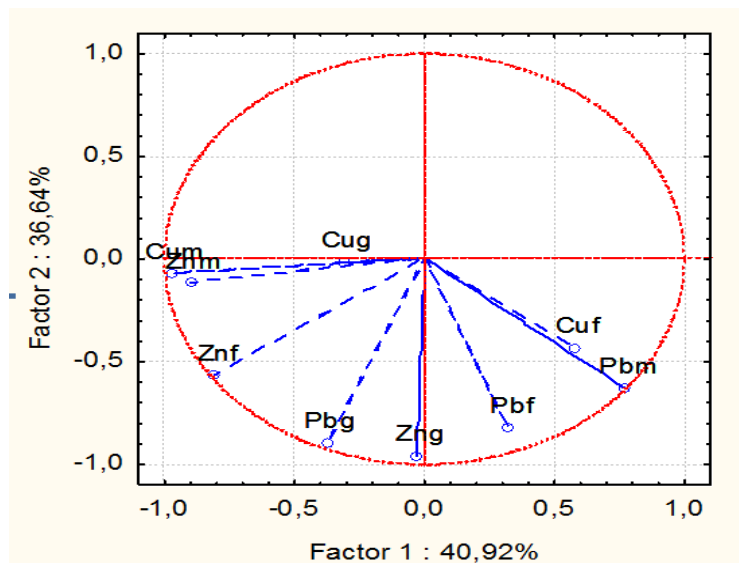


Fig. 71 : Cercle de corrélation entre la variation de la concentration métallique en fonction des saisons dans les différents organes du *Mugil cephalus*.

Les résultats de l'analyse démontrent que les valeurs dans les teneurs en éléments traces métalliques dans les organes étudiés a fait ressortir deux groupes bien distincts :

- le premier groupe du plan factoriel : La concentration en Cuivre dans le foie (Cuf) est très bien corrélée avec la concentration du plomb dans le muscle (Pbm) et de la concentration du Plomb dans le foie (Pbf) et celle du Zinc dans les gonades (Zng), sachant que cette contamination se traduit sur un plan factoriel positif.

- le Deuxième groupe du plan factoriel se traduit par un gradient décroissant de contamination chez le mulot où on a constaté que la concentration du Plomb dans les gonades (Pbg) est bien assemblée avec la concentration du Zinc dans les gonades (Zng), celle du Zinc dans le muscle (Znm), celle du Cuivre dans le muscle (Cum) et enfin avec celle du cuivre dans les gonades (Cug).

2. Classification Hiérarchique Ascendante (CAH) de la variation des concentrations métalliques dans les différents organes du *Mugil cephalus*

Les intervalles, appelés aussi classes, sont obtenues à partir du graphique de la classification hiérarchique ascendante (CHA). La finalité de la CHA est le regroupement des différentes contaminations dans les tissus des organes du poisson étudié, selon les concentrations en éléments traces métalliques mesurées en classes. L'interprétation de la classification montre que les valeurs moyennes pour l'ensemble des classes varient de 16.1ppm à 1.02 ppm.

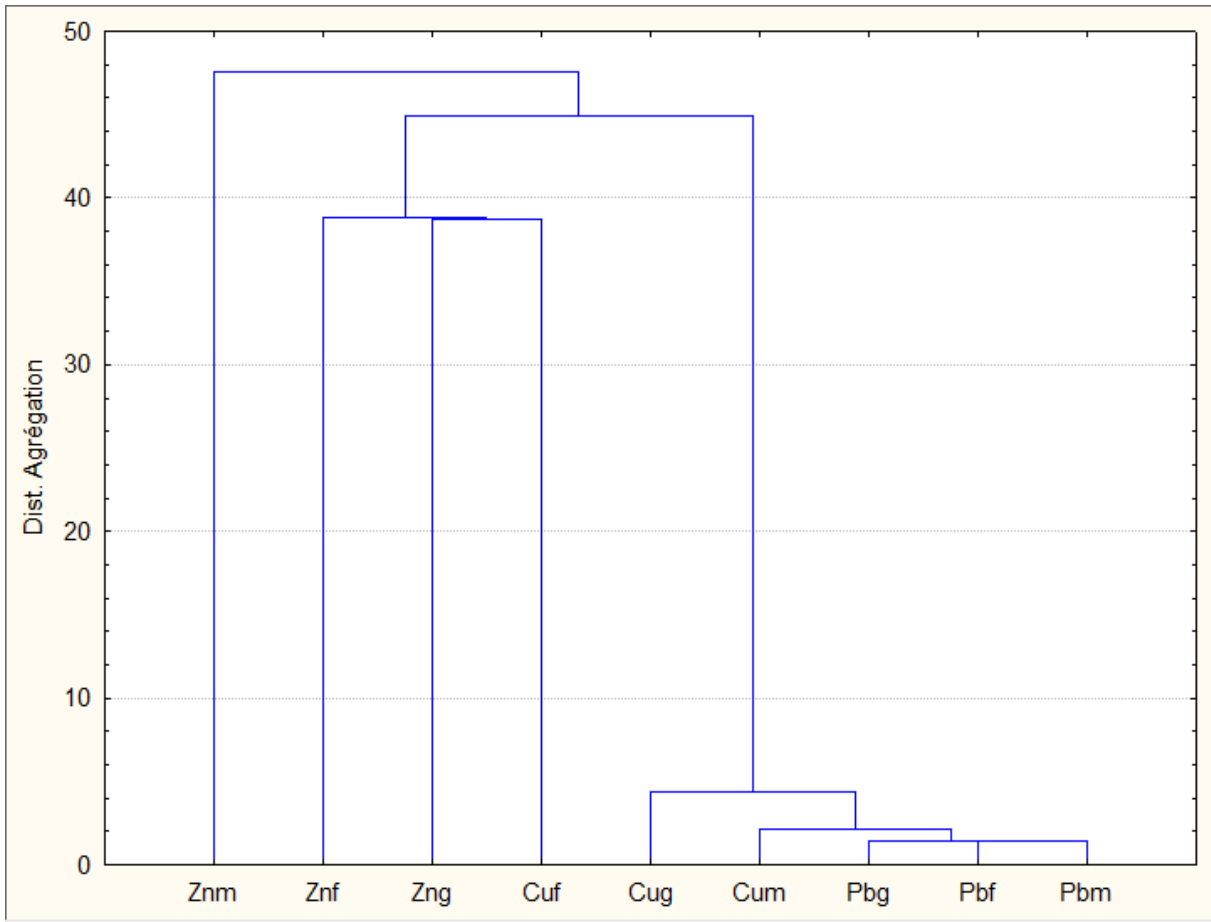


Fig. 72 : Classification Hiérarchique Ascendante (CAH) de la variation des concentrations métalliques dans les différents organes du *Mugil cephalus*.

Les fortes concentrations sont enregistrées dans la première classe. Cette dernière concerne la valeur la plus remarquable qui détermine la contamination du muscle par le Zinc (Znm). Cette classe est suivie de près par une deuxième classe qui comporte la contamination du foie par le Zinc (Znf), les gonades par le Zinc (Zng) et le foie par le Cuivre (Cuf). Le dernier groupe comporte des contaminations avec de faibles valeurs en concentration en éléments traces métalliques à savoir les teneurs en Cuivre dans les gonades (Cug), le Cuivre dans le muscle (Cum), le Plomb dans les gonades (Pbg), le Plomb dans le foie (Pbf), et en dernier lieu la concentration du plomb dans le muscle (Pbm).

Ces observations montrent que le Zinc est le principal métal accumulé dans les différents organes chez le mulot. L'organe le plus touché est le muscle du poisson avec une accumulation remarquable du Zinc, viennent après les autres organes à savoir respectivement le foie et les gonades respectivement.

3. Classification selon la Boite a Moustaches de la variation des concentrations métalliques dans les différents organes du *Mugil cephalus*

Pour vérifier les résultats de la première partie, nous avons appliqué le principe des boites à moustaches (Fig. 73)

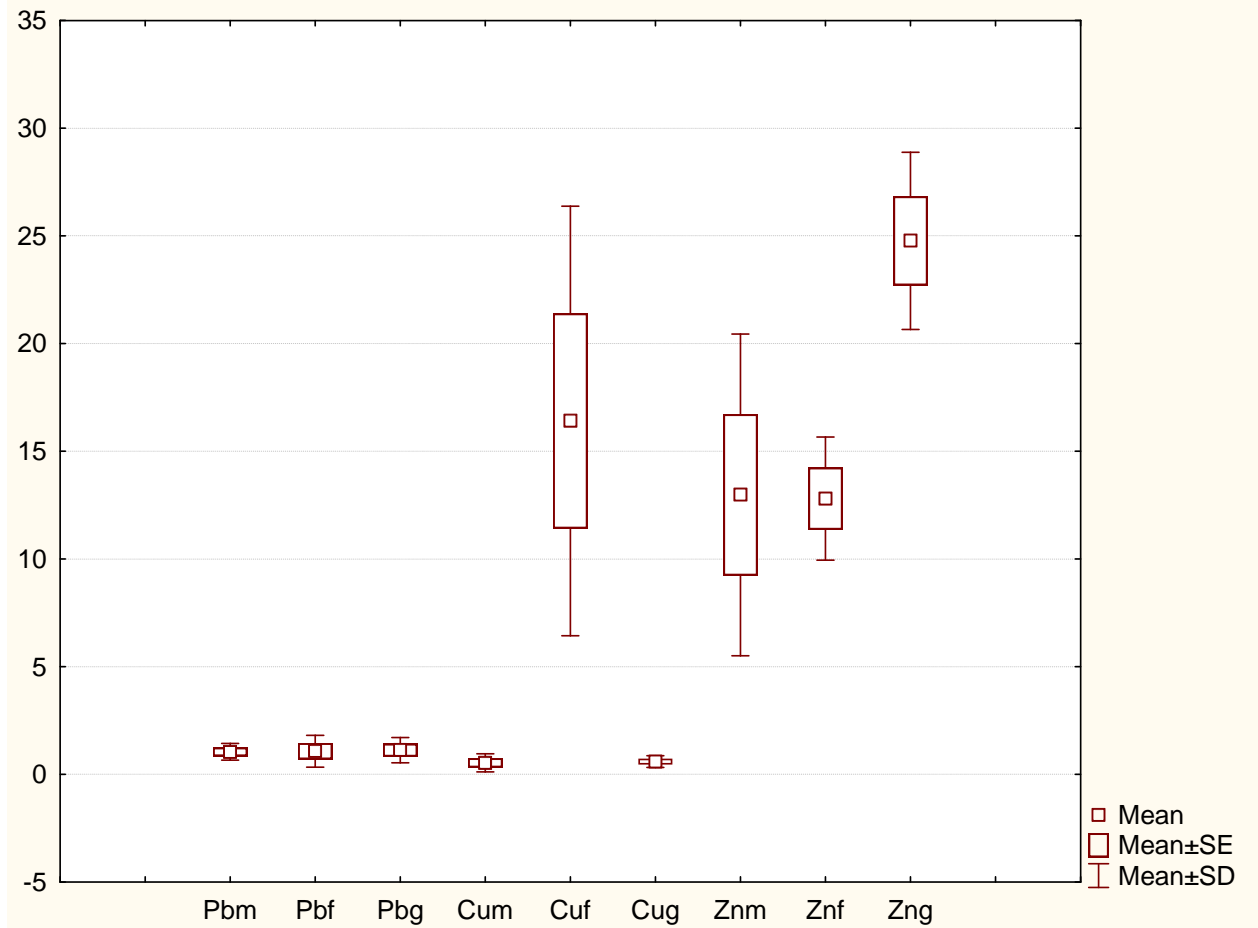


Fig. 73 : Boite a Moustaches de la variation des concentrations métallique dans les différents organes du *Mugil cephalus*.

Les résultats obtenus permettent de définir une typologie dominée par groupe.

- GI : Cuf, Znm, Znf, Zng
- GII :Pbm, Pbf, Pbg, Cum, Cug

Zn présente les valeurs les plus élevées en suite Cu, Pb.

Les résultats de boite à moustache confirment les résultats de la première partie A .

Zn > Cu > Pb

En effet, l'analyse comparative des concentrations moyennes des

Éléments métalliques dans les trois différents tissus (muscle, foie et gonades) montre que l'importance de l'accumulation métallique se fait selon l'ordre suivant :

Tab. 38 : Ordre d'accumulation des organes de l'espèce *Mugil cephalus* pour les ETM.

Éléments métalliques	Ordres d'accumulation
Zinc	Gonade > Muscle > Foie
Plomb	Foie > Gonade > Muscle
Cuivre	Foie > Gonade > Muscle

VII. Discussion

Les poissons sont une partie importante de l'alimentation humaine et il n'est donc pas surprenant que de nombreuses études ont été menées sur la pollution par les métaux chez différentes espèces de poissons comestibles (**Prudente et al., 1997; Kucuksezgin et al., 2001; Lewis et al., 2002 ; Canli et Atli, 2003 ; Usero et al., 2003, Yilmaz, 2005 ; Henry et al., 2004; Andreji et al., 2005; Bird et al., 2007 ; Pierron et al., 2007a ; 2007b ; Yilmaz et Dogan, 2008 ; Belhoucine 2012 ; Alkan et al., 2012 ; Belhoucine et al., 2014 ; Borsali, 2014**).

Généralement, l'analyse des concentrations des ETM dans les tissus de poissons constitue un aspect très important pour la compréhension de leur devenir et doit prendre en compte l'influence possible des variables telles que la taille corporelle, l'âge, la saison et même l'état de santé des organismes (**Rotchell et al., 2001, Bodin et al., 2007; Bodiguel et al., 2008**).

La bioaccumulation des métaux dans les différents organes de poissons a fait l'objet de plusieurs travaux d'études.

➤ **Effet des ETM sur le foie et le muscle**

Le foie et les muscles sont les organes les plus primordiaux de point de vue toxicologique en raison de leur rôle clef dans les phénomènes de métabolisation et d'accumulation.

En traversant les parois intestinales ou branchiales, les métaux gagnent le courant sanguin où ils vont se fixer à l'intérieur des hématies, soit sur des protéines, particulièrement

l'hémoglobine. Cependant plusieurs études ont montré que le sang ne représente pas le site privilégié d'accumulation des métaux (**Delache et Ribeyre, 1978 ; Boudou, 1982**). Les métaux ainsi fixés sont transportés par le « flux sanguin ». Le transfert de ces éléments vers les tissus se fait essentiellement au dépend des érythrocytes.

En général la fixation des métaux sur les molécules d'hémoglobine est labile (instable), expliquant ainsi la rapidité de la contamination de ces organes (**Giblin et Massaro, 1975**). Parmi ces organes, on compte particulièrement le foie et les muscles qui présentent des propriétés accumulatrices des micropolluants (**Fekhaoui, 1983 ; Miller et al., 1992 ; Springer et al., 1992 ; Mersch et al., 1993**).

La distribution, la localisation et la bioaccumulation des éléments métalliques dans les tissus ne se révèlent pas d'un mécanisme unique. En effet, la quantité des métaux transférés dépend à la fois de l'irrigation de l'organe considéré et des capacités de fixation intracellulaire.

L'importance relative de ces deux paramètres détermine les organes cibles de bioaccumulation métallique (**Boudou, 1982**). Cependant, les teneurs enregistrées au niveau de ces organes sont le résultat d'un équilibre dans la prise dont l'importance est liée aux échanges entre le sang et les organes et l'élimination. L'augmentation des teneurs en métaux est due à une élimination plus lente que la prise.

➤ **Effet des ETM sur les gonades**

Les effets toxicologiques sur la reproduction dans poissons ont été à peine étudiés en ce qui concerne altérations dans les gonades (**Adams et Greely, 2000; Jobling et al., 2002; Toft et al., 2004**). ETM peuvent perturber le développement des cellules germinales et peut réduire la capacité du poisson à se reproduire (**Inbamani et Seenivasan, 1998; Kumar et Pant, 1984; Mehanna, 2005. Mukesh, 2015**).

L'analyse détaillée menée sur les processus de bioaccumulation des métaux chez *Mugil cephalus* du littoral occidental algérien a révélé l'influence de plusieurs paramètres biologiques et physiologiques sur les niveaux observés.

Les niveaux élevés de métaux lourds chez *M. cephalus* ont été généralement attribué à leur habitat et à leur comportement alimentaire. Le mugil a tendance à se trouver près de la région des sédiments (**Bahnasawy et al., 2009**), se nourrissant de détritiques, de diatomées, d'algues, d'invertébrés microscopiques et de parties de poissons (**Olukolajo, 2008**).

Kilgour (1991) a indiqué que les animaux qui ont une relation étroite avec les sédiments présentent des concentrations de métaux dans le corps relativement élevées. Comme les données sur les métaux lourds dans les poissons sont liées à l'état de pollution des régions (**Hamza-Chaffai et al., 1996**).

À l'exception du Cd non détecté, les traitements statistiques des résultats obtenus montrent que les concentrations des quatre métaux analysés au niveau des trois tissus du mullet se présentent sous l'ordre d'accumulation décroissant suivant : Zn > Cu > Pb > Cd.

L'absence du Cd est déjà signalée par plusieurs auteurs chez plusieurs espèces **Caudron, 2006 ; Ben salem, 2014 et hamitouche & haderbache, 2017**.

Selon Duquesne, 1992 les teneurs en Cd des organes n'ont pas été systématiquement reportées car les échantillons n'atteignaient pas toujours le seuil de détection au SAA en flamme. En effet, soit les teneurs étaient réellement trop faibles, soit l'échantillon n'équivalait pas à 1 gramme de poids sec, minimum pondéral requis pour ce type d'analyses.

Par conséquent, le processus de bioaccumulation est en effet influencé par les propriétés physico-chimiques des composés mais aussi par les facteurs biologiques, physiologiques et écologiques spécifiques des espèces exposées, tels que l'habitat, le sexe, âge, la reproduction (degré de maturité), l'état de nutrition ou encore l'état de santé des animaux (**Connolly & Glaser, 2002; Di bella et al., 2006; Bodin et al., 2007; Bodiguel et al., 2008**).

- Variation des concentrations moyennes en fonction des organes

La différence de concentration en ETM au niveau des tissus peut être le résultat de leur capacité à induire une liaison métal-protéine comme dans le cas des métallothionéines (**Canliet Atli, 2003**). Les métallothionéines sont des protéines cytosoliques responsables de la régulation cellulaire des ETM essentiels et de la chélation des ETM toxiques dans les groupes IB et IIB de la classification périodique (**Roesijadi, 1992**). En outre, le zinc se trouve accumulé au niveau des arêtes ceci est expliqué par le fait que cet élément interagit activement avec le calcium (**Paquin et al., 2002**).

Cependant, les concentrations en Zn au niveau du muscle sont moins élevées par rapport aux autres organes ce qui pourrait indiquer son contrôle au niveau de muscle par la régulation homéostatique. Nos résultats coïncide parfaitement avec ceux de **Miller et al., 1992; Cronin et al., 1998**.

Il est bien connu que le muscle du poisson n'est pas actif dans l'accumulation de métaux lourds (**Bahnasawy et al., 2009**),

En fait, de faibles concentrations en zinc au niveau du muscle sont aussi reportées dans de nombreuses autres études (**Berninger et Pennanen, 1995; Kraal et al., 1995; Allen-Gil et al., 1997; Moiseenko et Kudryavtseva, 2001; Bervoets et al., 2001; Bervoets et Blust, 2003**) qui ont montré que les teneurs en zinc au niveau du muscle dans les sites pollués sont comparables aux sites de référence. En outre, les poissons règlent activement les concentrations en Zn dans les tissus; par conséquent les teneurs tissulaires en zinc ne reflètent pas nécessairement les changements de concentration en zinc dans l'environnement (**Phillis, 1980; Rejomon et al., 2009**).

De plus, les concentrations de métaux du foie peuvent être le reflet de l'accumulation récente et peut être un indicateur utile de l'exposition récente. (**Romeo et al., 1999; Çogun et al 2006**). Il a été admis que les concentrations en métaux du muscle sont inférieures à celle du foie (**Tepe et al. 2008**). Or, nous n'avons pu vérifier ces résultats que pour le Zn et le Pb.

Le cuivre est un oligo-élément nécessaire à la vie et d'autre part il peut présenter des effets toxiques à partir d'un certain seuil de concentration (**Ifremer, 2009**). La toxicité du cuivre en milieu marin est fonction de sa forme chimique et de son état d'oxydation (**Chiffolleau, 2001**). Les poissons absorbent aisément le cuivre dissous qui peut ainsi poser de nombreux problèmes de toxicité. Une concentration en sulfate de cuivre (=0.8 mg/l), dans l'eau peut entraîner une toxicité chronique pour les poissons et de nombreuses espèces (**Guillaume et al., 1999**).

Les faibles concentrations en cuivre au niveau du muscle peuvent être le fait d'un mécanisme de régulation pour les éléments essentiels propre au poisson (**Firat et Kargin, 2010; Roach et al., 2007; Zubcov et al., 2008; Sandor et al., 2001**).

L'accumulation du Cu dans le foie par rapport aux autres tissus analysés peut s'expliquer par la grande activité métabolique. Les teneurs moyennes n'excèdent pas les limites de la régulation homéostatique qui sont de l'ordre de 50 g-1 µg MS (**Pyle et al., 2005**).

Clearwater et al (2002) mentionnent que la régulation de l'absorption du Cu se fait dans l'intestin qui agit comme un organe homéostatique. Étant donné que l'intestin est impliqué dans le stockage temporaire et qu'il représente le site de désintoxication intracellulaire du Cu (**Handy et al., 1999**) les métallothionines intestinales participent à la régulation homéostatique du cuivre.

Quand aux concentrations plombiques sont élevées au niveau du muscle que le foie comme l'explique **Odzak, Zvonaric (1995)** le plomb absorbé peut être distribué rapidement aux d'autres tissus et organes (par exemple les os, les reins, les muscles, gonades), plutôt que de s'accumuler dans le foie.

Des résultats similaires ont été déjà mentionnés chez d'autres groupes de chercheurs qui ont travaillé sur le *Mugil cephalus* en Turquie (**Yilmaz, 2009**), les concentrations trouvés par cette auteur sont comme suite; le muscle cuivre 6.34mg/kg et 0.43mg/kg de Plomb et 98mg/kg de zinc, pour le foie 0.43 de cadmium ,73.91mg/kg de cuivre et 1.63mg/kg de plomb et le zinc présente 199.32 mg /Kg.

Aussi une autre étude a été réalisée dans le même pays par **Yilmaz 2003**. Les concentrations de ces polluants chez le *M. cephalus* sont 1.39 mg /kg de cuivre ,47.25 de zinc, et 10.02mg/kg de plomb dans le muscle et les gonades le cuivre représentes 44.50mg/kg, 269.06mg/kg de zinc et 90.9 mg/kg de plomb.ces résultats corrobore a nos résultats.

- **Evaluation saisonnière et mensuelle des concentrations moyennes en métaux lourds**

Suite à notre présente étude, nous avons constaté que les variations saisonnières semblent régir la répartition des métaux lourds qui fluctuent considérablement dans trois matrices biologique du *Mugil cephalus* (muscle, foie et gonade). Une tendance à la hausse des teneurs moyennes en Zn et Pb dans la saison printanière, automnale et hivernale.

Cette forte présence de concentration en Zn et Pb tout le long de l'année est probablement liée au mouvement constant des bateaux, navires de pêche et des chalutiers qui utilisent du métal galvanisé les revêtements au Pb et au Zn pour éviter la rouille, les batteries au plomb utilisées dans les bateaux à moteur, etc., finissent par pénétrer dans les milieux ambiants par lessivage et s'accumulent dans les tissus (**Carpene et al., 1994; Yilmaz et al., 2006**).

Selon **Zimmermann et al (2004)** et **El Morhit et al (2009)**, diverses causes peuvent être avancées pour expliquer ce phénomène, tels que la biodisponibilité des métaux en parallèle avec le rôle que peuvent jouer à ce niveau les paramètres physico-chimiques du milieu (température, salinité, pH, oxygène dissous, matière organique, nitrates, DCO, DBO5).

La température de l'eau joue un rôle important par exemple en ce qui concerne la solubilité des sels et des gaz dont, entre autres, l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique.

L'activité métabolique des organismes aquatiques est également accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît, en particulier l'absorption, le métabolisme et l'excrétion de métaux (Cairns *et al.*, 1975; Bennett, 1978; Robinson *et al.*, 1983; Tsui *et al.*, 2004 ; Ibge, 2005).

La salinité, quant à elle, conditionne le phénomène d'osmorégularité chez les organismes aquatiques. Par ailleurs, selon Sadiq (1992), une augmentation dans la salinité des eaux marines augmentait la bioaccumulation des métaux lourds.

Aussi, les teneurs varient selon les périodes de prélèvement (Mousataid *et al.*, 2005).

D'autres études affirment que la variation des teneurs dépend de la saison et montrent que les plus fortes teneurs sont enregistrées au printemps et en automne (Essadaoui et Sif, 2001 ; Ibrahim *et al.*, 2008 ; Saeed, 2013 and Younis *et al.*, 2014) . Dans ce contexte, nous pouvons avancer que nos données en Zn et en Pb se concordent à hypothèse trouvées par ces auteurs.

L'augmentation de la bioaccumulation des métaux dans les organes du poisson durant de la saison estivale n'a jamais été observée dans d'autres environnements (Kock *et al.*, 1996; Avenant-Oldewage et Marx, 2000; Farkas *et al.*, 2008). Même si plusieurs facteurs pourraient contribuer à la variabilité saisonnière de l'accumulation de métaux dans les poissons (changements physiologiques, variabilité de la concentration des métaux dans l'environnement ou l'alimentation).

Ces auteurs ont mis en évidence la forte relation entre cette augmentation des métaux et la période de la montée en température pendant l'été.

La température est un facteur majeur contrôlant le métabolisme dans les organismes poïkilothermes qui influencent le taux de processus métaboliques en particulier l'absorption, le métabolisme et l'excrétion de métaux (Cairns *et al.*, 1975; Bennett, 1978; Robinson *et al.*, 1983; Tsui *et al.*, 2004).

La variation du cuivre est plus remarquable en été sont enregistré au niveau du foie que les autres métaux, On pourrait penser les extrêmes thermiques favorisent la bioaccumulation de ce métal. Il est également permis de penser que le couple salinité/température soit à l'origine des fluctuations saisonnières de l'accumulation de ce métal . Des observations similaires ont été rapportées par Asso ,1984 dans la Baie d'Alger. D'autres auteurs ont soulevé l'influence du pH sur la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux en agissant sur leur spéciation

chimique. En règle générale, cette disponibilité est très importante quand le milieu est alcalin (Luoma, 1983).

Par contre, Chatterjee *et al.*, 2006 laissent supposer que l'accumulation des ETM bioactifs comme le zinc est activement contrôlée par les poissons et le degré d'accumulation est généralement indépendant du milieu. D'autre part, les concentrations dans le milieu affectent l'accumulation des ETM non-essentiels comme le plomb (Pattee et Pain, 2003).

Les résultats de cette étude témoignent plus d'une répartition significative régît dans l'espace que dans le temps.

Il est nécessaire d'évaluer les niveaux de métaux pendant plusieurs années pour mieux comprendre les schémas saisonniers de contamination de l'espèce (Silence et Sandra Maria, 2013).

- Variation mensuelle des concentrations moyennes en métaux lourds en fonctions de sexe

La bioaccumulation des polluants ciblés est plus remarquable chez les sujets mâles que chez les sujets femelles de *M. cephalus*. Mais ne représente aucune différence significative.

Alhashemi *et al.* (2012) et Lombardi *et al.* (2010) ont rapporté que la moyenne des niveaux de métaux étudiés dans le foie, les branchies, les muscles et les gonades des espèces de poissons n'étaient pas significativement différents entre les sexes.

Les concentrations moyennes en fonction du sexe indiquent que le zinc et le cuivre bioaccumulée est plus important chez les mâles que les femelles. Ceci peut s'expliquer par le fait que les femelles puisent leurs réserves nutritives en synthétisant ces dernières en matériels glucidiques, lipidiques et protéiques au moment de la ponte qui s'effectue en plusieurs périodes de l'année. Nos résultats similaire a ceux de Belhoucine, 20012

Selon Bodiguel (2008), le sexe est également un des facteurs biologiques prédominant en raison, d'une part de la différence de croissance entre les mâles et les femelles, et d'autre part, des pertes de contaminants engendrées par la reproduction. La ponte est en effet un facteur de décontamination important chez les femelles, puisqu'à partir de leur première reproduction, une nette diminution des concentrations en métaux est observée.

Aussi, Les différences concentrations tissulaires des métaux entre les sexes peuvent être influencées par une combinaison de facteurs, tels que les préférences alimentaires, le

métabolisme physiologique par rapport au stade du cycle de reproduction ou le comportement alimentaire (Alquezar *et al.*, 2006).

Nos résultats sont en accord avec ce qui a été démontré par **Mohammed et al. (1988)** qui évaluait la composition chimique de *Mugil cephalus* le long de la côte soudanaise de la mer Rouge. Cette différence statistiquement n'est pas significative ce qui a été confirmé par **Stanek (2017)** aucune différence liée au sexe n'était évidente en ce qui concerne la bioaccumulation du métal dans les tissus musculaires.

- **Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds en fonction des indices physiologiques**

➤ **Rapport Hépato-Somatique RHS**

L'analyse des résultats du Rapport Hépato-Somatique **RHS** dans notre présente étude, indique une hépatomégalie au sein de la population des mulets.

Ces individus présentent un RHS assez élevé parallèlement à des concentrations tissulaires importantes en éléments traces au à savoir le zinc, le plomb et le cuivre. Cette situation semblerait en corrélation avec le degré de pollution particulièrement pendant les périodes de leur cycle biologique.

L'hépatomégalie a également été reportée chez d'autres espèces de poissons marins et d'eau douce prélevées dans des zones polluées par les HAPs, les PCBs et les métaux lourds (**Everaarts et al., 1994 ; Huuskonen et Lindström-Seppa, 1995**). **Shugart (1990)** remarque une diminution du RHS parallèlement à la charge contaminantes du milieu ; cette tendance est aussi observée dans notre travail sur les individus femelles.

L'hépatomégalie a été décrite par certains auteurs comme pouvant être associée à une augmentation du contenu lipidique du foie des individus exposés qui favorise l'accumulation de molécules organiques lipophiles présentes dans le milieu telles que les PCBs, et les HAPs (**Fletcher et al., 1982 ; Cormier et al., 1989**). Ainsi une augmentation du RHS a été mise en évidence chez le poisson-chat *Ameiurus nebulosus* exposé à une pollution chronique par les HAPs, ce phénomène pouvant subsister après une diminution significative du flux polluant (**Mc Farland et al., 1999 ; Larno, 2004**).

Dans cette présente étude, aucune relation simple ne peut être établie entre les concentrations en ETM mesurées dans le muscle, le foie du mulet et la valeur de leur RHS. En générale RHS assez élevé parallèlement à des concentrations tissulaires importantes en ETM.

Certaines altérations ultrastructurales hépatiques, telles que la prolifération du réticulum endoplasmique lisse (REL) et des peroxyosomes, ont été mises en évidence chez des poissons exposés à des polluants organiques et pourraient être à l'origine de l'augmentation du poids de leur foie (**Braunbeck, 1998 ; Cajaraville *et al.*, 2003**).

Bücheli et Fent (1995) citent par ailleurs des travaux suggérant que l'augmentation de la quantité de REL peut être liée à l'augmentation des activités des enzymes de détoxification présentes dans ces structures, comme celles des monooxygénases à cytochrome P450. Un RHS élevé a notamment été associé à une induction significative de l'activité EROD chez diverses espèces de poissons (**Shugart *et al.*, 1990 ; Huuskonen et Lindström-Seppä, 1995**).

La détection d'une hépatomégalie pourrait alors indiquer une exposition à des composés inducteurs des enzymes hépatiques de détoxification tels que les PCBs et les HAPs, bien que l'existence de cette corrélation ne soit pas systématique chez le poisson (**Kloepper-Sam *et al.*, 1994 ; Larno *et al.*, 2001**).

➤ Facteur de condition

L'analyse de corrélation a abouti à une corrélation négative de toutes les concentrations de métaux traces et du facteur de condition des poissons (K). D'autre part, il a été constaté que les corrélations entre les concentrations de métaux en traces et le facteur de condition (K) des échantillons de poissons variaient avec les tendances opposées caractéristiques par rapport à la longueur, le poids. La relation négative entre la concentration en métaux traces et le facteur de condition du poisson suggère l'effet de dilution relatif de la teneur en lipides des tissus (**Authman, 2008**).

Il est généralement admis que l'accumulation d'oligo-éléments dans les organismes vivants, contrôlée par des mécanismes spécifiques d'absorption, de désintoxication et d'élimination, dépend aussi significativement du taux métabolique spécifique des organismes (**Newman, Doubet, 1989**).

Certains métaux n'augmentent pas en concentrations avec l'âge ou la taille car ils sont considérés comme étant sous contrôle homéostatique (**Evans *et al.*, 1993**). Ainsi, dans la présente étude, la corrélation positive entre certains métaux et l'âge et la taille des poissons peut être due à la perte de capacité d'homéostasie d'*Mugil cephalus* sous exposition chronique aux métaux entraînant une bioaccumulation. Cette hypothèse est également

corroborée par le fait que les lipides exprimés en pourcentage du poids corporel sont généralement plus faibles chez les jeunes poissons, diminuent pendant la ponte et atteignent leur maximum à la fin de la période d'alimentation principale (**Weatherly et Gill ,1987**).

Luczynska et Tonska, 2006 ont constatés que les corrélations entre les concentrations de métaux en traces et le facteur de condition (K) des échantillons de poissons variaient avec les tendances opposées caractéristiques par rapport à la longueur, le poids et l'âge .La relation négative entre la concentration en métaux-traces et le facteur de condition du poisson suggère l'effet de dilution relatif de la teneur en lipides des tissus

- **Variations des concentrations en métaux lourds selon les stades de maturité sexuelle du *Mugil cephalus***

Le facteur d'âge ou la maturité du poisson peut influencer l'accumulation de métaux lourds (**Mohsin et Ambak, 1991**).

Cette étude indique que chez les poissons matures leurs accumulation en métaux est légèrement élevés par rapport au juvénile ou les poissons immatures. Cette différence n'a pas montré une différence entre les deux stades pour les trois polluants.

Nous pouvons expliquer cette présence de concentration métallique chez les individus immatures ou les prématurés par, une des principales voies d'exposition aux perturbateurs endocriniens chez les poissons au début de leur vie est due aux contaminants accumulés dans les réserves lipidiques dans l'œuf à la suite du transfert maternel au cours du développement de l'ovaire.

Ces contaminants qui se sont accumulés dans l'œuf sont mobilisés lorsque les réserves lipidiques sont métabolisées pour alimenter le développement de l'embryon, exposant les premiers stades de la vie à concentration particulièrement élevée de perturbateurs endocriniens à une période de plus grande vulnérabilité aux perturbations de leur système endocrinien en développement (**Sumpter, 2002; Hecker et al., 2006; Soyano et al., 2010, Sri Andayani, 2013**). De plus, les premiers stades biologiques du poisson ont une capacité limitée à métaboliser et à excréter les contaminants, y compris les perturbateurs endocriniens (**Jobling et Tyler, 2003**).

Les concentrations moyennes élevées des étudiés polluants chez la populations matures de *M. cephalus* dans leurs gonades peuvent réduire la fonction gonadique dans la reproduction (**Hayati et al.,2017**).

Une diminution des métaux lourds au niveau du foie par les mécanismes de détoxification qui se produisent dans les cellules du foie, de sorte que la teneur en métaux lourds dans le foie diminue (**Hayati et al., 2017**).

Un faible niveau de pollution plombique pourrait causer effets néfastes sur la santé des poissons et sur la reproduction (**Delistraty et Stone, 2007**).

Autrement, le processus de maturation nécessite des niveaux d'énergie améliorés, c'est-à-dire augmente les taux d'alimentation. Cela entraîne un taux métabolique élevé et, par conséquent, l'accumulation de métaux dans les poissons (**Bobori et Economidis, 1996**). Bien que les différences dans l'accumulation de métaux traces chez les mâles et les femelles puissent persister à des stades de développement matures, la ponte semble être le mécanisme qui aide à éliminer les substances toxiques du corps (**Simm et Kotta, 2000, Roots et al., 2004**). Par conséquent, pour les individus matures, les différences dans la concentration des métaux-traces entre les sexes diminuent jusqu'au niveau qui n'est pas détectable par les modèles statistiques.

- **Variations des concentrations en métaux lourds en fonction des classes d'âge du *Mugil cephalus***

Dans la plupart des cas, nous avons observé que la bioaccumulation des métaux changeait de façon marquée au fur et à mesure que le poisson grandissait et vieillissait.

Dans notre étude, les jeunes mullets ont accumulé beaucoup plus le plomb que les vieux mullets. De plus, il y a eu l'accumulation du zinc et le cuivre qui ont une tendance à s'augmenter avec l'âge, mais cette tendance est statistiquement significative. Peu d'auteurs n'ont pu détecter la relation significative entre l'âge du poisson et la teneur en métaux des tissus (**Ahmad et Al-Ghais 1997, Kirby et al., 2001**).

Zyadah (1999) a rapporté que les tissus ont tendance à accumuler de fortes concentrations de métaux lourds avec l'augmentation de la taille des poissons. De nombreuses études ont également démontré une relation positive entre la taille corporelle (longueur, poids et âge) et la concentration en métaux traces (**Mastala et al., 1992 ; Linde et al., 1998 ; Filipovic et Raspor, 2006 ; Farkas et al., 2003 ; Kasimoglu, 2014**).

De même, **Kock et al. (1996)**, qui ont étudié les otolithes et les opercules de *Salvelinus alpinus*, ont trouvé une corrélation positive entre la teneur en Pb et l'âge du poisson. Une diminution de l'accumulation de métaux avec l'âge a été révélée par **Allen-Gill et**

Martynov (1995) qui ont examiné le contenu en plomb dans les muscles de 9 espèces de poissons de la rivière Pechora. Cette hypothèse concorde avec les résultats trouvés en concentration plombique. **Evans et al (1993)** a expliqué que certains métaux n'augmentent pas en concentrations avec l'âge ou la taille car ils sont considérés comme étant sous contrôle homéostatique.

Cette étude a mis en évidence que l'accumulation du zinc et le cuivre ont une tendance à augmenter avec l'âge des poissons échantillonnés.

Des résultats similaires ont été rapportés par **Linde et al. (1996)** ont observé une augmentation de la teneur en cuivre dans le foie de *Salmo trutta* avec l'âge.

Szefer et al. (2002) ont également rapporté que les teneurs en Cd, Pb et Cu du foie de perche (*Perca fluviatilis*) étaient corrélés positivement avec l'âge du poisson, **Dobicki et Polechonski, 2003** ont également rapporté que les teneurs augmentent avec l'âge dans les lacs de wojnowskie .

L'effet de l'âge du poisson sur l'accumulation de métaux lourds à montrer une tendance similaire à celle du poids et de la longueur du poisson. En général, on sait que les variations des niveaux d'éléments traces qui dépendent de la croissance sont influencées par divers facteurs tels que le taux métabolique et la dilution de la croissance des éléments (**Phillips, 1980 ; Langston et al., 2002**).

- **Situation du niveau de la contamination métallique de *Mugil cephalus* par rapport aux doses maximales admissibles (D.M.A)**

L'accumulation des ETM dans les sédiments peut provoquer de sérieux problèmes dans l'environnement. Cette contamination pourrait affecter la qualité de l'eau, la bio-assimilation et bioaccumulation de ces xénobiotiques dans les organismes aquatiques. Ces derniers sont capables d'en éliminer une certaine partie via l'excrétion et la métabolisation, mais au-delà d'une certaine quantité, les métaux s'accumulent dans les organismes et tout au long de la chaîne alimentaire atteignant des concentrations pouvant menacer la survie de certaines populations naturelles et présenter des dangers pour la santé humaine (**Liehr et al., 2005**) et surtout altérant à long terme les écosystème (**C.M. Ip et al., 2007**).

Plusieurs travaux effectués en éco-toxicologie étudient l'évaluation des quantités de métaux lourds présents dans les écosystèmes et leur bioconcentration dans les organismes (**Huang et al., 2007**), afin de mettre en évidence leurs toxicité, et de pouvoir imposer des réglementations exigeant des seuils très bas.

Lors de cette étude, nous avons regroupés les résultats dans le tableau 39, à l'exception du cadmium, il est constaté que *Mugil cephalus* pêché sur le littoral occidental algérien, parvient à stocker dans ces organes les trois métaux recherchés (Zn, Cu et Pb), sans être létales pour l'organisme accumulateur. Cette accumulation est proportionnelle à la concentration en métaux trouvée dans les eaux environnantes.

En comparant les concentrations moyennes en métaux lourds mesurées chez le mullet avec les seuils de qualité sanitaire tolérés (**Tab. 39**), il apparaît que la teneur moyenne de 9.69 ppm (P.F), en oligo-éléments Cu est inférieure par rapport aux D.M.A (CNRMS, 1992).

La teneur en Pb bien qu'elle soit toxique ne constitue pas un danger pour le consommateur, puisqu'elle reste inférieure aux doses maximales admissibles recommandées. Les taux moyens enregistrés dans nos échantillons de *Mugil cephalus* 1.02 ppm (P.F) se trouve dans l'intervalle de celles recommandées par CSHPF (1990) et G.I.P.P.M (1973), pour la concentration moyenne en Zn de 16.1 ppm P.F se situant aussi dans la fourchette des D.M.A fixées pour le filet de Poisson par le CNRMS d'Australie (1992).

Tab. 39: Comparaison des concentrations en métaux lourds (ppm P.F) chez *Mugil cephalus* par rapport aux Doses maximales Admissibles (D.M.A).

	Cu	Zn	Pb	Cd
Présent travail	9.69 ppm PF 32.26 PS	16.1ppm PF 53.31 PS	1.02ppm PF 3.40 PS	Nd
Poissons	5 mg/g P.S (g) 30ppm PF(g)	5 mg/g P.S (g)	0.3 à 6 mg/Kg P.S (b) 0.5 mg/Kg P.F (f)	1 ppm P.S (a) 0.15-3 pmm P.S (h) 0.1 ppm P.F (f)

(a) AUGIER et al, (1988) – (b) G.I.P.P.M (1973) [Groupe Interministériel des Problèmes de Pollution de la Mer] – (c) C.N.R.S (1971)[Groupe d'experts chimistes] (d) O.M.S (1971) – (e) F.A.O (1971) – (f) CSHPF (1990) [Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France]- (g) CNRMS d'Australie (1992) [Conseil National pour la Recherche Médicale et de la Santé] – (h) I.O.P.R (1996) [Institut Océanographique Paul Ricard].

➤ Nous apercevons que les doses moyennes des métaux lourds relevées dans le *Mugil cephalus* comparées à celles fournies par la littérature relatifs aux D.M.A., ne sont pas inquiétantes, et ne constitue aucun danger dans l'immediat.

De ce fait, aucune indication montrant que les niveaux sont suffisamment élevés pour causer la morbidité ou la mortalité parmi les poissons eux-mêmes ou poser des menaces à la santé humaine après la consommation de ces poissons.

Ce constat ne diminue en rien le risque potentiel encouru par l'Homme à moyen et long terme si des dispositions urgentes ne sont pas mis en place afin de contrôler la salubrité des produits de la mer, vecteurs d'agents toxiques, en particulier le plomb et secondairement le cadmium, puisque ces métaux enregistrent des teneurs alarmantes pour la santé publique. L'évaluation fiable des risques induits par ces polluants tant sur la santé humaine que sur l'environnement est un challenge important (Maroni et al, 2000 ; Eason et O'Halloran, 2002 ; Alavanja et al, 2004).

En effet, le recours à cette espèce qualifiée de bioindicateur semble un moyen rapide et performant pour évaluer la qualité de l'environnement. En fonction de leur large répartition géographique, de leur longévité, de la permanence de leur population au cours des saisons, de leur abondance et de leur capacité à accumuler une gamme des métaux lourds, ces organismes apparaîtraient comme des organismes potentiellement intéressants à la biosurveillance du milieu marin.

Enfin, nous avons recommandé une surveillance continue à long terme pour contrôler la pollution des métaux, afin de contrôler le métal dans l'eau et le poisson, le contrôle et l'évaluation de la teneur en métaux dans l'eau de la région du littoral occidental algérien.

➤ **Les valeurs recommandées pour la consommation humaine**

Ces ETM que l'on peut retrouver dans les poissons, dont certains sont toxiques pour l'homme, font aussi l'objet de recommandation pour la consommation humaine par la FAO/WHO (Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization) (Tab.40).

Tab. 40 : Doses maximales de métaux toxique recommandées par la FAO/WHO pour la consommation humaine.

ETM	Valeurs limites	Commentaire	Référence
Cadmium	0,5-10 µg.g/PS	Cancérogène Liste CCFAC	FAO/WHO, 2001 WHO Food Addit. Ser., No 33
Cuivre	50-150 µg.g/PS	-	FAO/WHO, 1989 WHO Food Addit. Ser., No 24
Plomb	2,5-30 µg.g/PS	Cancérogène	FAO/WHO, 2001 WHO Food Addit. Ser., No 33
Zinc	200-250 µg.g/PS	-	FAO/WHO, 1989 WHO Food Addit. Ser., No 24

µg.gPS-1; PTWI= ingestion maximale provisoire tolérable par semaine (mg.kg-1 poids corporel) ; ESADDI= ingestion maximale journalière (µg.j-1) CCFAC: Codex Committee on Food Additives and Contaminants

Les données analytiques obtenues à partir de cette étude montrent que les concentrations de métaux pour les poissons étaient généralement conformes aux limites recommandées par la FAO / OMS, pour les poissons .Il n'y a donc pas de risque sérieux pour la santé associé à la consommation des quatre métaux étudiés dans les poissons analysés.

➤ **Comparaison des résultats avec ceux de la littérature chez la même espèce**

Le tableau ci-dessous présente différentes comparaisons dans les concentrations des métaux lourds (Pb, Zn, Cd, Cu) dans le muscle du mulot à travers plusieurs régions du monde. On constate que les concentrations présentent des valeurs plus au moins similaire.

Tab. 41 : Comparaison entre les teneurs en métaux obtenues par quelques auteurs chez la même espèce dans plusieurs régions

	Origine	Cd	Pb	Cu	Zn	Auteurs
<i>Mugil cephalus</i>	Côte de la mer Noire de Bulgarie	0.024mg/kg	0.07mg/kg	-	-	Stancheva, 2013
	bande de Gaza Palestine	<ND	0.172 mg /g	0.907mg/g	12.783 mg /g	Elnabris et al., 2013
	Nigeria	0.33mg/kg	2.96mg/kg	4.12mg/kg	-	Miebaka Moslen, 2017
	Inde	-	8.4 mg/kg	5.5 mg/kg	25.2 mg/kg	Krishna et al., 2014
	Inde	-	3.544mg/kg	-	-	Sophia and John Milton, 2017
	Turquie	0.07mg/g	-	-	88.39mg/g	Dural et al., 2005
	Egypte	Entre 1.08 et 1.71 µg/g	Entre 8.21 et 12.67 mg/g	Entre 3.56 et 5.68 µg/g	Entre 13.21 et 38.42 µg/g	Bahnasawy et al., 2009
	Turquie	-	3.59mg/g	0.24mg/g	21.62mg/g	Yilmaz, 2003
	-	6.42 mg/g	1.39 mg/g	47.25 mg/g		
	-	10.02 mg/g	0.99mg/g	30.44mg/g		
	Algérie	ND	1.02 mg/kg	9.69 mg/kg	16.1mg/mg	Présent travail

NB : ND: non déterminée

Il est également documenté que les emplacements géographiques et la saison des captures pourraient conduire à concentrations de métaux différents même dans les mêmes espèces de poissons (Dural et al., 2007, Bahnasawy et al., 2009).

- **Variations des teneurs moyennes en métaux traces (moyenne ± écart-type ppm P.F) chez différents poissons pêchés le long du littoral occidental algérien**

Le **tableau 53** permet une étude comparative entre ces organismes marins, utilisés comme indicateurs biologiques et qui représentent quelques maillons de la chaîne trophodynamique

avec des caractéristiques distinctes, à savoir que certaines sont pélagiques et d'autres benthiques (Boutiba et al, 2003).

Les diverses études ont montré que chez les Echinodermes adultes, l'accumulation des métaux, et particulièrement celles du Cd et du Pb, est ce qui rend ces organismes d'excellents bio-indicateurs des métaux présents dans l'environnement (Cris et al., 1998 ; Dermeche 1998 ; Kremling et Streu, 2000 ; Anderson et al., 2001 ; Cesar et al., 2004 ; Deheyn et al., 2005 ; Hernandez et al., 2009), de ce fait la sédentarité représente un critère important pour la sélection des espèces sentinelles (Amiard et al., 2008).

Tab. 42 : Variations des teneurs moyennes en métaux traces (moyenne \pm écart-type ppm P.F) chez différents poissons pêchés le long du littoral oranais

Espèce	Zone d'étude	Cd	Cu	Pb	Zn	Auteur
<i>Mullus surmuletus</i>	Golfe d'Arzew	0.08 \pm 0.02		1.32 \pm 0.08	13.25 \pm 0.08 P.S	Bengueda (1993)
<i>Mullus surmuletus</i>	Golfe d'Arzew			1.32	33.4 P.S	Boutiba et al (1996)
<i>Sardina pilchardus</i>	Baie d'Oran	-	-	0.55	19.91	Mestari& Otmani (1996)
<i>Paracentrotus lividus</i>	Baie d'Oran	0.26 \pm 0.07		0.52 \pm 0.09	23.64 \pm 5.24 P.S	Dermeche (1998)
<i>Sardina pilchardus</i>	Baie d'Oran	0.02 \pm 0.01		2.17 \pm 0.45	10.99 \pm 3.93	Merbouh (1998)
<i>Palinurus mauritanicus</i>	Baie d'Oran	0.71 \pm 0.06		1.73 \pm 0.84	17.48 \pm 1.52	Halmouti (2000)
<i>Boops boops</i>	Baie d'Oran			0.4	13.5 P.F	Aoudjit (2000)
<i>Mullus barbatus</i>	Baie d'Oran	0,08 \pm 0,02			13,25 \pm 0,08	Bensahla (2001)
<i>Sepia officinalis</i>	Golfe d'Arzew	0.51 \pm 0.40		0.86 \pm 0.48	14.04 \pm 1.94	Haddou (2004)

<i>Merluccius merluccius</i>	Baie d'Oran	0.22± 0.17		0.274 ± 0.05	6.384± 4.46 P.S	Belhoucine (2005)
<i>Sardinelle aurita</i>	Baie d'Oran	0,019		0,29	6,08 P.F	Benamar (2006)
<i>Mullus surmuletus</i>	Baie d'Oran	0,15± 0.01		0,234 ± 0.98	21,232± P.F3.212	Borsali (2007)
<i>Trachurus trachurus</i>	Baie d'Oran	0,01± 0,03			2.76±1.27	Benadda (2009)
<i>Diplodus sargus</i>	Baie d'Oran	0,11±0,12		0,32 ±1,85	3,006 ±1,85 P.F	Ayad (2010)
<i>Mugil cephalus</i>	Baie d'Oran	0.3±0.02		0.4 ±0.021	9.09 ±0.58 P.S	Bouhadiba (2011)
<i>Merluccius merluccius</i>	Baie d'Oran	0,24±0,11		0,27±0,16	7,89±0,47 P.S	Belhoucine (2012)
<i>O. turbinatus</i>	Baie d'Oran	1,28	20,68		45,26	Belhaouari (2012)
<i>Mullus surmuletus</i>	Baie d'Oran	0.032	1.252	0,057	16,247 P.F	Borsali (2015)

L'analyse des **Tableaux 52** et **53** montre que les différentes teneurs métalliques pour une espèce donnée sont rarement comparables entre elles, pour les raisons suivantes :

- Le comportement physiologique varie d'une espèce à l'autre et au sein du même écosystème (**Gaspic et al., 2002**).
- En plus des différences de concentration entre les espèces, peuvent également être attribuées à diverses raisons, notamment: la taille (poids corporel et longueur), le sexe, l'âge et la croissance des espèces ainsi que les types de tissus analysés et les conditions physiologiques (**Canli et Atli, 2003; Raja et al., 2009; Naeem et al., 2011**).
- Au sein de la même espèce de poisson et pour un âge fixe, les besoins physiologiques varient avec la saison et les variations des paramètres physico-chimiques du milieu (pH, température, oxygène dissous, salinité).

Néanmoins, les teneurs sont plus élevées en métaux dans notre espèce ciblée. Ce résultat peut confirmer des études antérieures de plusieurs auteurs qui ont signalé que *M. cephalus* habituellement accumule des niveaux plus élevés de métaux lourds que d'autres espèces (Yilmaz, 2003 ; Dural et al., 2007 ; Bahnasawy et al., 2009).

Au terme de ce travail, la synthèse des résultats trouvés a permis de faire valoir l'importance de l'utilisation des organismes vivants (bio-indicateur) dans la surveillance du milieu marin, et d'évaluer la situation actuelle de la côte occidentale algérienne en pollution marine ; Alors que les mesures des paramètres chimiques de l'eau et des sédiments (Munawar et al., 1995) comme méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement marin ne permettaient pas de mesurer l'impact des contaminants sur les différents organismes, populations et communautés évoluant dans un milieu donné (Kaiser, 2001) aussi bien que la détermination des seuils critiques qui sont au titre d'alerte pour l'environnement.

Conclusion

Cette étude est proposée afin de contribuer à la connaissance de l'état actuel de la contamination métallique au niveau du littoral occidental algérien.

Notre choix est porté sur le mullet *Mugil cephalus* (Linnée, 1758) à cause de la large consommation par la population algérienne et un bon indicateur de pollution.

Les résultats apportés dans la présente étude, ont montré que chaque organe étudié chez le mullet (muscle, foie, gonade), accumule les éléments métalliques à un gradient différent. Les organes étudiés sont influencés par le taux de présence de chacun des ETM dans le milieu environnant, ainsi que le pouvoir bioaccumulateur de chaque organe.

On note également une forte accumulation du zinc et du cuivre par rapport au plomb. Le cadmium n'a pas détecté de traces en métaux. Nous retrouvons les gradients suivants :

- Foie Cu > Pb > Zn
- Gonade Cu > Pb > Zn
- Muscle Zn > Cu > Pb

Les 4 métaux restent en dessous des normes établies par l'D.M.A

Dans notre étude il n'y a de concordance avec les ordres d'accumulation trouvés dans les espèces étudiées en laboratoire LRSE, d'après (**Ramade, 1979**) chez les poissons téléostéens, les éléments métalliques se concentrent particulièrement dans le foie mais aussi dans les gonades et plus modestement dans les muscles.

Finalement, la concentration métallique chez le *Mugil cephalus* n'est pas suffisante pour juger sur l'état écologique de cette région. Quoique nous pouvons considérer d'après ce travail préliminaire que cette zone plutôt non polluée en cadmium mais polluée par les autres métaux lourds étudiés.

Pour conclure, notre étude ne met pas en évidence des inquiétudes concernant la consommation de ce produit de pêche locale. Les métaux lourds s'accumulent dans différents tissus de mullet à différentes grandeurs.

Conclusion générale

Conclusion générale

La présente étude s'inscrit dans deux problématiques : une est de recueillir des données fondamentales sur l'écologie et la biologie du *Mugil cephalus* L, 1758 et la deuxième problématique : l'évaluation des effets de la pollution métalliques au niveau du littoral occidental algérien en utilisant ce poisson comme modèle bioindicateur de pollution.

Il nous a paru indispensable de souligner l'intérêt et la synthèse des résultats trouvés qui nous permet de faire un bilan sur les traits biologiques du Mugil dans son habitat pour essayer de maîtriser son cycle biologique, évaluer la situation actuelle du littoral occidental algérien en terme de pollution environnementale littorale et marine. Enfin, l'information fournie par ces dosages permet d'avoir une image instantanée du niveau de contamination du milieu étudié. Nous terminons, notre travail par des recommandations et des perspectives de recherche que nous souhaiterions développer à l'avenir.

Sur le plan de l'éco-biologie, notre étude portant sur 15 mois d'observations a permis d'estimer pour la première fois à notre connaissance dans cette région, le cycle de reproduction, les paramètres de croissance et les classes d'âge de l'espèce *Mugil cephalus*,

- Le sex-ratio calculé pour nos échantillons met en évidence une dominance significative des femelles dans les captures.

- Nous avons retenu la taille de 26.5 cm chez les mâles et à 26 cm chez les femelles de LT comme taille de première maturité sexuelle.

- Le calcul de la taille moyenne de la population du *Mugil* au cours de notre échantillonnage, permet d'avancer que les femelles sont, en moyenne plus grandes (28,56 cm) que les mâles (23,85 cm).

- Le suivi de la maturité sexuelle par les observations macroscopique des ovaires, ainsi que l'évolution du rapport gonado-somatique (**RGS**), de l'indice de condition (**K**), définit une période de forte maturation en deux périodes dans la même année ; la première de janvier à mars, et la deuxième période de septembre jusqu'à novembre.

- Nous avons pu calculer dans cette région, les paramètres de croissance de cette espèce par analyse de fréquences de taille. Ces paramètres ne mettent aucunes différences entre la croissance des deux sexes. L'indice de performance de croissance ($\Phi = 2.46$) indique que la population totale du *M. cephalus* à une meilleure croissance.

Les résultats de la relation taille-poids montrent une allométrie minorante, pour les deux sexes. Ce qui veut dire que le poids croît moins vite que la longueur.

- Le coefficient de corrélation obtenu est proche de 1 ($R=0.95$), montrant ainsi une très bonne corrélation entre les deux paramètres étudiés : la taille et le poids des individus.

- L'âge de *Mugil cephalus* a été déterminé par deux méthodes directes otolithométrique, et scalimétrique, par le suivi de l'apparition des anneaux annuels. Les limites d'âges déterminés par otolithométrie sont égales 7 classes d'âge et par la scalimétrie 6 classes d'âge, ce qui nous a permis d'effectuer un rétrocalcul des tailles du poisson aux différents âges.

- Les valeurs observées et théoriques de la croissance linéaire et pondérale sont proches à la méthode directe, ce qui indique une bonne description de la croissance de *M. cephalus* par le modèle classique de Von Bertalanffy.

L'étude de l'évaluation des contaminations métalliques a permis de mettre en évidence la présence effective des trois métaux lourds dans les tissus (muscle, foie et gonade) du *Mugil cephalus* L,1758 dans le littoral occidental algérien qui est perturbé par les divers rejets domestiques, industriels et agricoles.

-Pour cette famille d'ETM (Zn, Cu, Cd, Pb), le Zn est le plus dominant, se détache nettement des trois autres éléments à des teneurs très importantes. Les concentrations suivent un ordre décroissant du cuivre et du Plomb, le cadmium n'a pas été identifié chez notre espèce.

-Le suivi de l'accumulation des ETM au niveau des trois organes, nous a permis de mettre en évidence que l'importance de ces métaux est au niveau du foie et des gonades.

-La bioaccumulation des métaux lourds présente une variation mensuelle et saisonnière nette. En effet, pour les concentrations en Zn, les gonades concentrent mieux ce métal. Les plus fortes concentrations du zinc sont enregistrées durant les mois relatifs à la période hivernale et au début de la saison printanière. Les teneurs moyennes en cuivre, représentent plusieurs pics durant l'année au niveau du foie, le plomb semble relativement homogène durant l'année. L'accumulation des ETM est généralement contrôlée par les poissons.

-Les concentrations d'ETM en fonction du sexe indiquent que la bioaccumulation est plus importante chez les mâles que les femelles. Ceci peut s'expliquer dans le fait que les femelles puisent leurs réserves nutritives en synthétisant ces dernières en matériels glucidiques, lipidiques et protéiques au moment de la ponte qui s'effectue en plusieurs périodes de l'année.

- Il apparaît, aussi, l'accumulation des ETM chez les espèces de *M. cephalus* matures et les espèces immatures ne présente aucune différence significative dans le taux de l'accumulation. Cela peut être expliqué par le fait que cette présence de concentration métallique chez le stade immature ou les prématurés par, une des principales voies d'exposition aux perturbateurs endocriniens chez les poissons au début de leur vie est due aux

contaminants accumulés dans les réserves lipidiques dans l'œuf à la suite du transfert maternel au cours du développement de l'ovaire.

- Cette étude a mis en évidence des corrélations positives entre l'âge du mulot et la teneur en métal dans les organes . En ce qui concerne le zinc et le cuivre, par contre le plomb enregistre une corrélation négative.

-L'étude par l'ACP a permis de confirmer tous les résultats de la première partie.

-Par ailleurs, les doses moyennes des métaux lourds relevées dans le mulot pêché au niveau du littoral occidental algérien, comparées à celles fournies par la littérature relatives aux D.M.A., ne sont pas inquiétantes et ne semblent pas présenter un véritable danger. Toutefois nous affirmons qu'il n'existe aucun risque de toxicité pour la santé humaine pour l'instant; et, par conséquent cette ressource halieutique se prête bien à la consommation; mais il est à rappeler que ces micropolluants ont un effet cumulatif à travers la chaîne trophique, et qu'ils ont aussi un effet néfaste à long terme sur la santé publique.

-La comparaison des teneurs en ETM obtenus à partir du *Mugil cephalus* dans le littoral occidental algérien et celles des différentes régions du monde semble similaires pourraient être expliquées que ce poisson contrôle l'accumulation en ETM.

- La comparaison des teneurs des micropolluants minéraux obtenus à partir du *Mugil* avec celles des différents poissons au niveau du littoral oranais, montre que la pollution métallique du milieu induit la contamination des espèces qui y vivent tout en exprimant des variations dans les teneurs. Cet état de fait peut être expliqué par le fait que le littoral occidental algérien subit l'influence d'activités diverses en particulier urbaines, portuaires et industrielles.

➤ On pourrait conclure que *Mugil cephalus* est une bonne espèce pour la biosurveillance par pollution métallique car elle pourrait résister aux conditions défavorables de l'écosystème. Les concentrations de métaux lourds dans les trois tissus (muscle, foie, gonade) des poissons varient considérablement non seulement en fonction de la taille et de l'âge des poissons, mais elles sont influencées de façon remarquable par l'état des poissons (**Authma, 2008**).

Des corrélations positives entre l'âge du mulot et la teneur en métal dans les organes ont été observées en ce qui concerne le zinc et le cuivre , par contre le plomb enregistre une corrélation négative. Dans tous les cas restants, les corrélations statistiquement n'est pas significatives entre les teneurs en métaux et l'âge du poisson.

Recommandations et perspectives

Recommandations & Perspectives

Au vu des résultats que nous avons obtenu et des études antérieures, certaines voies de recherche mériteraient d'être approfondies et développées.

- La connaissance de l'âge et de la croissance étant un paramètre indispensable dans toute étude de la dynamique des populations, nous avons pu montrer que lorsque les marques saisonnières des otolithes sont difficilement interprétables, l'étude de la microstructure de l'otolithe peut palier et compléter les estimations d'âges. Il est nécessaire de valider la périodicité journalière des accroissements des otolithes de mulot, il reste de confirmer et valider les différentes marques observées sur l'otolithe de mulot.

Les taux de croissance que nous avons estimé devraient être confirmés par des études de marquage – recapture, à différentes saisons de l'année et dans la mesure du possible, dans différentes zones géographiques de l'aire de répartition du mulot.

- La structure de la population de mulot en Méditerranée n'est pas déterminée. En effet, celle-ci doit faire l'objet d'études génétiques accrues couvrant tout le bassin Méditerranéen.

- Les études portant sur les premières périodes de vie du mulot sont absentes et les zones de nurseries ainsi que les conditions environnementales qui déterminent le choix de l'habitat des juvéniles de mulot ont suscité peu d'attention.

- La place du mulot dans le réseau trophique est encore mal connue. Il en est de même pour les interactions (prédation, compétition intra et interspécifique) entre le mulot et les espèces évoluant dans son aire de répartition.

- L'étude des modalités de la reproduction pour le *M. cephalus* en Algérie, nous a été utile pour comprendre la stratégie de reproduction pour cette espèce et d'actualiser les résultats et ce notamment pour améliorer les évaluations du stock. En effet, ce travail, doit être complété par une méthode histologique pour mieux déterminer et confirmer les oviges de maturité obtenus par la méthode macroscopique.

- Dans l'ensemble, la présente étude nous a permis de mettre en évidence la présence effective des métaux lourds dans le mulot pêché dans le littoral occidental algérien, qui semble sérieusement perturbé par les divers rejets domestiques, industriels et agricoles.

Le danger de cette pollution métallique dans le milieu aquatique réside dans le risque toxicologique qui peut être induit lors de la consommation de ces produits, d'où son impact direct sur la santé humaine.

Sur le plan écologique, cette pollution peut perturber l'équilibre biologique du milieu hydrique tel que la dérive écologique et peut porter atteinte aux médiateurs qui règlent l'équilibre dans ce milieu. Il devient donc nécessaire d'instaurer un programme de contrôle et de surveillance continu des différentes sources de pollution et de leur effet sur l'environnement, en obligeant les divers industriels existants à se doter de système de traitement de leurs eaux résiduelles, ainsi que le recyclage et la réutilisation des déchets.

Cette stratégie de protection de l'environnement doit s'appuyer sur une réglementation nationale et une volonté de l'appliquer par l'élaboration des lois et des normes nationales régissant les rejets d'origine industrielles et urbaine et la qualité du milieu récepteur.

Aussi, il devrait prévoir la construction des stations d'épurations qui constitue la seule réponse possible et nécessaire contre la dégradation de ce milieu.

Enfin dans le but de compléter cette présente étude sur la contamination métallique du littoral occidental algérien, d'autres études peuvent être envisagées qui permettent une approche analytique susceptible d'accroître la compréhension des phénomènes toxicologiques globaux:

- Réhabiliter les installations portuaires de réception des eaux de ballast et réaliser de nouvelles unités pour le stockage des produits chimiques ;
- Instaurer des programmes afin de découvrir et définir les sources diffuses des différents produits chimiques ;
- L'étude de la contamination de certains éléments biologiques appartenant à différent niveau trophique et ceci permettra de suivre l'évolution horizontale et verticale de cette contamination.
- L'analyse expérimentale des transferts existants au sein des réseaux trophiques peut être mené sur des modèles écotoxicologiques plus au moins complexe (chaîne trophique, micro écosystème...).
- L'étude de spéciation de différentes formes de répartition des métaux à l'échelle de l'écosystème et à l'échelle cellulaire.
- L'étude des effets toxicologiques (histologique et biochimique) et l'identification des mécanismes de détoxification par certaines protéines.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

A

- **Abboud-Abi Saab, M., 1985.** Contribution à l'étude des populations microplanctoniques des eaux côtières libanaises (Méditerranée Orientale), Doctorat d'Etat, Université d'Aix Marseille II.
- **Abou-Seedo, F., Dadzie, S., 2004.** Reproductive cycle in the male and female grey mullet, *Liza klunzingeri* in the kuwaiti waters of the Arabian gulf. *Cybium*, **28**(2): 97–104.
- **Adams, S. M., 2002** - Biological indicators of aquatic ecosystem stress: introduction and overview. Dans *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*, S.M. Adams, éditeur. (Bethesda: American Fisheries Society), pp. 1-12.
- **Adams, S.M, Greeley, M.S., 2000.** Ecotoxicological indicators of water quality: using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 123:103-115.
- **AEE, 1999.** Le milieu marin et littoral méditerranéen: état et pressions. E. Papathanassiou et G. P. Gabrielidis (sous la direction de). Agence européenne pour l'environnement, Environmental assessment series N° 5 (Série d'évaluation environnementale n° 5), pp. 137. ([http://reports.eea.eu.int/ ENVSERIES05/en/envissue05.pdf](http://reports.eea.eu.int/ENVSERIES05/en/envissue05.pdf)).
- **Ahmad, I., Pacheco, M. & A. Santos, 2006.** *Anguilla anguilla* L. oxidative stress biomarkers: an in situ study of freshwater wetland ecosystem (Pateria de Fermentelos, Portugal). *Chemosphere*, (in press).
- **Alavanja, M.C.R, Sandler, D.P, Lynch, C.F, Knott C, Lubin, J.H, Tarone R, et al., 2005.** Cancer incidence in the Agricultural Health Study. *Scand J Work Environ Health.* 2005;31(suppl 1):39–45.
- **Albakjaji, M., 2011** . La pollution de la mer Méditerranée par les hydrocarbures liée au trafic maritime. *Thèse de Doctorat.* Université de PARIS-EST.
- **Albaret, J.J. & Legendre, M., 1985** . Biologie et écologie des Mugilidae en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Intérêt potentiel pour l'aquaculture lagunaire. *Rev. Hydrobiol.*, 18, 4, 281-303.
- **Albaret, J.J., 1992.** Mugilidae. In *Faune des Poissons d'Eaux Douces et Saumâtres d'Afrique de l'Ouest*, Lévêque C, Paugy D, Teugels GG (éds). *Faune Tropicale*, n° XXVIII. ORSTOM / MRAC : Paris; 780–788.
- **Albaret, J.J., Legendre, M., 1985.** Biologie et écologie des Mugilidae en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) : Intérêt potentiel pour l'aquaculture lagunaire. *Rev. Hydrobiol.Trop.*, **18**(4): 281-303.
- **Alhashemi, A.H, Karbassi A, Hassanzadeh Kiabi B, et al., 2012.** Bioaccumulation of trace elements in different tissues of three commonly available fish species regarding their gender, gonadosomatic index, and condition factor in a wetland ecosystem. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 1865–1878.
- **Al-Husaini M, S Al-Ayoub, J Dashti. 2001.** Age validation of nagroor, *Pomadasy kaakan* (Cuvier, 1830) (Family: Haemulidae) in Kuwaiti waters. *Fish. Res.* 53: 71-81.
- **Allen, G.R., 1991.** Field guide to the freshwater fishes of New Guinea. Christensen Research Institute, Madang, Papua New Guinea.
- **Allen, G.R., S.H. Midgley and M. Allen., 2002** . Field guide to the freshwater fishes of Australia. Western Australian Museum, , Perth, Western Australia. 394 p.
- **Allen Gil, S.M. Gubala, C.P., Landers, D.H., Lasorsa, B.K., Crecelius, E.A., Curtis, L.R., 1997.** Heavy metal accumulation in sediment and freshwater fish in US Arctic lakes. *Environ. Toxicol. Chem.* 16 733–741.

- **Allen-Gil, S.M., Martynov, V.G., 1995.** Heavy metal burdens in nine species of freshwater and anadromous fish from Pechora River, northern Russia. *The Science of the Total Environment*. 1995;160/161:653–659. doi: 10.1016/0048-9697(95)93634-T.
- **Alloway, B.J. et Ayres, D.C., 1997.** *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall, London, 394 pp.
- **Alloway, B.J., 1995.** *Heavy metals in soils*. Second edition. Blackie Academic, London, UK, 368p.
- **Almeida, F.P. & Sheehan, T.F. eds., 1997.** *Age Determination Methods for Northwest Atlantic Species*. (<http://www.nefsc.noaa.gov/femad/pbio/fbi/age-man.html>)
- **Alquezar, R., Markich, S.J., Booth, D.J., 2006.** Metal accumulation in a common estuarine fish, *Tetractenos glaber* in the Sydney region, Australia. *Environmental Pollution*. 2006;142:123–131. doi: 10.1016/j.envpol.2005.09.010.
- **Altındag Ahmet, Sibel Yigit, 2005.** Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beysehir, Turkey. Elsevier, *Chemosphere*, 60: 552–556.
- **Alvarez, P., Fives, J., Motos, L. & Santos, M., 2004 .** Distribution and abundance of European hake *Merluccius merluccius* (L.), eggs and larvae in the North East Atlantic waters in 1995 and 1998 in relation to hydrographic conditions. *J. Plank. Res.*, 27(7): 811-826.
- **Ameur, B., 1994.** Aspects biologiques et dynamiques de la population de *Mugil cephalus* (Poissons, Mugillidés) de la lagune de Moulay Bouselham (Maroc). Doctorat de 3ème cycle, Univ. Mohammed V, Fac. Sci. Rabat, 93 p.
- **Ameur, B., Bayed, A., Benazzou, T., 2003.** Rôle de la communication de la lagune de Merja Zerba (Gharb, Maroc) avec l’océan Atlantique dans la reproduction d’une population de *Mugil cephalus* L. (Poisson Mugilidae). *Bull. Inst. Sci., Rabat, section Sciences de la Vie*, 25: 77-82.
- **Anandraj, A., Marshall, D. J., Gregory, A. & McClurg T. P., 2002 -** Metal accumulation, filtration and O₂ uptake rates in the mussel *Perna perna* (*Mollusca: Bivalvia*) exposed to Hg²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺. *Comp. Biochem. Physiol Part C: Toxicology & Pharmacology* 132(3): 355-363.
- **Anderson, D.M. et F.M. Morel, 1978 .** Copper sensitivity of *Gonyaulax tamarensis*. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 283-295.
- **Andreji J., Stranai I., Massanyi, P., Valent M., 2005 .** Concentration of selected metals in muscle of various fish species. *J Environ Sci Health*. 2005;40A:899–912.
- **Anonyme, 2004.** Otolith Training Online, Marine Institute. 73p.
- **Anonyme, 2006.** Manual on Generalized Age determination : Procedures on Groundfish, Committee of Age Reading Experts . 57p.
- **Anonyme, 2007-** Britannica Encyclopedia. Sociedad Comercial y Editorial Santiago Ltda. Lima, 2800.
- **Anonyme., 2006.** Problèmes prioritaires pour l’environnement méditerranéen. Rapport de l’Agence Européenne pour l’environnement, Rapport AEE, 4: 90.
- **Arnold, E.L., Thompson, J.R., 1958.** Offshore spawning of the striped mullet, *Mugil cephalus*, in the Gulf of Mexico. *Copeia* 158: 130-132.
- **Asso, A., 1982 .** Contribution à l’étude de pollution métalliques chez la moule *Perna perna* (L) dans la région d’Alger, *Thèse de Doctorat* de 3ème cycle d’Océanographie Biologique. Université d’Aix- Marseille II : 135p.
- **Augier H., 1973.** Les particularités de la mer Méditerranée : son origine, son cadre, ses eaux, sa flore, sa faune, ses peuplements, sa fragilité écologique. In. *La mer Méditerranée*. Paris: CIHEAM (Options Méditerranéennes), 19, 27–53.
- **Avenant-Oldewage, A., Marx, H.M., 2000.** Bioaccumulation of chromium, copper and iron in the organs and tissues of *Clarias gariepinus* in the Olifants River, Kruger National Park. *Water SA* 26(4), 569-582.

B

- **Bagliniere J.L., 1985.** La détermination de l'âge par scalimétrie chez le saumon atlantique (*Salmo salar*) dans son aire de répartition méridionale : utilisation pratique et difficultés de la méthode. *Bull. Fr. Pêche. Piscic.*, 298 (3) : 69-105.
- **Bagliniere, J.L., Le louarn, H., 1987.** Caractéristiques calimétriques des principales espèces de poissons d'eau douce de France. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 306 : 1- 39.
- **Bahnasawy, Khidr, Dheina, 2009.** Seasonal variations of heavy metals concentrations in Mullet, *Mugil cephalus* and *Liza ramada* (Mugilidae) from Lake Manzala, Egypt. *J. Appl. Sci. Res.*, 5 pp. 845-852.
- **Bahnasawy, Khidr, Dhein, 2009.** Seasonal variations of heavy metals concentrations in Mullet, *Mugil cephalus* and *Liza ramada* (Mugilidae) from Lake Manzala, Egypt. *J. Appl. Sci. Res.*, 5 (2009), pp. 845-852
- **Baize D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols: France. Editions Quae.
- **Bakalem, A., 2004.** Sédimentologie sous marine. *In Grimes et al.*, 2004 Biodiversité marine et littorale algérienne. *Ed.Sontrach.,Algérie*:19-22.
- **Bal, D.V. and K.V. Rao, 1984.** Marine fisheries. Tata McGraw-Hill Publishing Company, New Delhi, pp: 51-73.
- **Baillon, L., 2015.** Etude de l'impact des contaminants métalliques et organiques chez l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) et américaine (*Anguilla rostrata*) au moyen d'approches transcriptomiques. *Géochimie. Université de Bordeaux*, 2015.p 5.
- **Bedford, B.C., 1975.** A new technique for reading otoliths. *ICES Document CM 1975/F* : 36. 3p.
- **Bedford, B.C., 1983.** A method for preparing sections of large numbers of otoliths embedded in black polyester resin. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* , 41: 4-12.
- **Belhoucine , Alioua , Bouhadiba , Boutiba, 2014.** Impact of some biotics and abiotics factors on the accumulation of heavy metals by a biological model *Merluccius merluccius* in the bay of oran in Algeria. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 5: 33–44..
- **Beniston, M., 2003.** Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts. *Climatic Change*, 59, 5–3.
- **Benito, V., Devesa, V., Munoz, O., Suner, M.A., Montoro, R., Baos, R., Hiraldo, F., Ferrer, M., Fernandez, M. et Gonzalez, M.J., 1999.** Trace elements in blood collected from birds feeding in the area around Donana National Park affected by the toxic spill from the Aznalcollar mine. *Science of the Total Environment*, 242(1-3): 309-323.
- **Bennett, A. F., 1978** - Activity metabolism of the lower invertebrates. *Annual Review of Physiology* **400**: 447-469.
- **Bentley, K.W., Stockwell, D.R et Britt K.A., 1985.** Transient proteinuria and aminoaciduria in rodents following uranium intoxication. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*; 34 (3): 407-416.
- **Benyacoub, S. & Chabi Y., 2000.** Egg size variation in Algerian population of the bleu tit (*Parus caeruleus ultramarinus*): effects of altitude and habitat. *Revue d'écologie terre vie*, 55: 183-192.
- **Bergamasco, A. et Malanotte-Rizzoli P., 2010.** The circulation of the Mediterranean Sea: a historical review of experimental investigations. *Advances in Oceanography and Limnology*, 1 (1), 11-28.
- **Berninger, K., Pennanen, J., 1995.** Heavy-Metals in Perch (*perca-Fluviatilis* L) from 2 Acidified Lakes in the Salpausselka Esker Area in Finland. *Water. Air. Soil Pollut.* 81 283–294.
- **Bertin, L., 1958-** Sexualité et fécondité. *In: Traité de zoologie.* (P. P. Grassé ed.). Masson Et Cie, Paris, 13 (2): 1585-1653.

- **Bervoets L. Blust R. Verheyen R., 2001.** Accumulation of Metals in the Tissues of Three Spined Stickelback (*Gasterosteus aculeatus*) from Natural Fresh Waters. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 48 117–127.
- **Bervoets L. Blust R., 2003.** Metal concentrations in water sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environ. Pollut.* 126 9–19.
- **Bester, C., 2004.** Florida Museum of Natural History, *Mugil cephalus*. <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/StripedMullet/StripedMullet.html>, downloaded on 16 October 2016.
- **Béthoux, J.P., Gentili, B. et Tailliez D., 1998.** Warming and freshwater budget change in the Mediterranean since the 1940s, their possible relation to the greenhouse effect. *Geophysical Research Letters*, 25, 1023-1026.
- **Beverton, R. J. H. & Holt, S. J., 1956** - A review of methods for estimating mortality rates in fish populations, with special references to sources of bias in catch sampling. *Rapp. P.-V. Réun. CIEM*, 140: 67–83.
- **Bhutta, Z.A., Black, R.E., Brown, K.H., Meeks Gardner, J., Gore, S., Hidayat, A., Khatun, F., Martorell, R., Ninb, N.X., Penny, M.E., Rosado, J.L., Roy, S.K., Ruel, M., Sazawal, S. et Shankar, A., 1999.** Prevention of diarrhea and pneumonia by zinc supplementation in children in developing countries: Pooled analysis of randomized controlled trials. *Journal of Pediatrics*, 135(6): 689-697.
- **Bilton H.T, Robins G.L., 1971.** Effets de la famine, de l'alimentation et période de lumière sur la formation du circulus à l'échelle de la saumon oeil (*Oncorhynchus nerka*). *J Fish Res Board Can* 28: 1749-175.
- **Bird D.J., Rotchell J.M., Hesp S.A., Newton L.C., Hall N.G. & I.C. Potter, 2007.** To what extent are hepatic concentrations of heavy metals in *Anguilla anguilla* at a site in a contaminated estuary related to body size and age and reflected in the metallothionein concentrations?. *Environmental Pollution*, xx : 1–11.
- **Blaber, S.J.M., 1976.** The food and feeding ecology of Mugilidae in the St. Lucia lake systems. *Biol. J. Linn. Soc.* 8:267-277.
- **Blacker, R.W., 1974.** Recent advances in otolith studies. In *Sea Fisheries Research*, pp. 67–90. Ed. by F. R. Harden Jones. Elek Science, London.
- **Briefert. C., Et Perraud, R., 2011.** *Chimie de l'environnement : air, eau, sol, déchets*. 2ème Édition, Ed. De Boeck Université, Bruxelles, 465 p.
- **Bobori, D. C. and Economidis, P. S., 1996.** The effect of size, sex and season on the accumulation of trace metals in perch (*Perca fluviatilis* L., Pisces: Cyprinidae) in lake Koronia (Macedonia, Greece). *Toxicol. Environ. Chem.*, 57, 103–121.
- **Bodiguel, N., Roupsard, F. & Mellon, C., 2008.** Classical and novel organohalogen compounds (PCBs and PBDEs) in hake (*M. merluccius*, L.) from Mediterranean and Atlantic coasts (France). *Environmental Toxicology 2008*, Witt Press. 157-167.
- **Bodiguel, X., 2008** . Caractérisation et modélisation des processus de bioaccumulation des PCB chez le merlu (*Merluccius merluccius*) du golfe du Lion. *Thèse de doctorat*. Université Montpellier I.
- **Bodin, N., Abarnou, A., Le Guellec, A.M., Loizeau, V. & Philippon X., 2007** .Organochlorine contaminants in decapod crustaceans from the coasts of Brittany and Normandy (France). *Chemosphere*, 67: S36-S47.
- **Bodin, N., Caisey, X., Abarnou, A., Loizeau, V., Latrouite, D., Le Guellec, A.-M. & Guillou, M., 2007** . PCB contamination of the spider crab *Maja brachydactyla*: influence of physiological and ecological processes. *Environmental and Toxicological Chemistry*, 26: 454-461.
- **Borga, K., Fisk A.T., Hoekstra, P.F. and Muir, D.C.G., 2004.** Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in Arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 : 2367-2385.

- **Borsali, S., 2007** - Contribution a l'étude de la contamination par les métaux lourds (Zn, Cd, Pb) dans les organes (foie, gonades et muscle) de rouget de roche *Mullus surmuletus* (L.1758) pêché dans la baie d'Oran.
- **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.
- **Boudou, A. & Ribeyre, F., 1989a** . Fish as « Biological Model » for experimental studies in ecotoxicology. *In Aquatic Ecotoxicology: Fundamental concepts and Methodologies volume II*. Boudou A., Ribeyre F. Eds. (1989), CRC Press, 314p.
- **Boudou, A. & Ribeyre, F., 1989b** .Interactive Ecotoxicological Models: Trophic Chains and Experimental Ecosystems: Study of Bioaccumulation. *In Aquatic Ecotoxicology: Fundamental concepts and Methodologies volume II*. Boudou A., Ribeyre F. Eds. (1989), CRC Press, 314p.
- **Boudou, A., 1982**. Recherche en écotoxicologie expérimentale sur les processus de bioaccumulation et de transfert des diverses formes de mercure dans les systèmes aquatiques continentaux, thèse d'état Es-Science, Univ. Bordeaux I, 297 p.
- **Boudouresque, C.F., 2004**. Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. Scientific Reports of Port-Cros national Park Travaux scientifiques, France, 2 : 97–146.
- **Bougis, P., 1952**. Recherches biométriques sur les rougets (*Mullus barbatus* L. ; *Mullus surmuletus*, L.). *Arch. Zool. Exp. Gen. Notes Rev.*, 89: 57-174.
- **Bouhadiba, S., 2011** . Evaluation des concentrations des quatre métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Zn) chez le Mulet (*Mugil cephalus* Linné 1758) pêché dans les baies d'Oran et de Béni saf *Thèse. Magister. Université d'Oran*. 110p.
- **Bouhadiba, S., Belhoucine, F., Hebbar, C., Alioua, A., Benhabara, R. & Boutiba Z., 2015**. Accumulation of Two Metallic Elements (Zn, Pb) in the Mule (Flathead Grey Mullet Linnaeus 1758) fishing in the Bay of Oran. *International Journal of Scientific Research in Science and Technology*, 6: 15–19.
- **Bouras D., Kerfouf, A., Boutiba, Z., Hussein Boumedienne K., Mouffok S., 2006a**. Régime et aspect hydrographique de l'Algérie nord occidentale, CILEF, Hammamat, Tunisie, Mars.
- **Bouras, D., 2007**. Dynamique bioclimatique et morphologique de la zone côtière oranaise (Algérie Nord Occidental). Thèse de Doctorat de l'Université d'Oran, Algérie, 200p.
- **Bouras, D., Boutiba Z. Benhamou M., 2004**. Géoconnaissance et gestion environnementale, 1er Séminaire National "géoscience au service du développement durable", Université de Tébessa, Algérie, 26-27 Avril.
- **Bouras, D., Boutiba, Z., 2004**. Ecologie discipline d'impact, Ed. 3 pommes, Oran, Algérie : 117p.
- **Bouras, D., Kerfouf, A., Zeroual, B., Boutiba, Z., 2006b**. Enjeu des action anthropiques et dynamique urbaine du littoral oranais, Premières journées internat sur la pollution urbaine et les énergies propres, Université Djillali Liabes, Sidi Bel Abbes, Algérie.
- **Bouthir, F.Z., Chafik, A., Benbrahim, S., Souabi, S., Mardhy, H., Messoudi, A., 2004**. Qualité physicochimique des eaux côtières du littoral de la Wilaya du grand Casablanca (océan Atlantique marocain) utilisant la moule *Mytilus galloprovincialis* comme indicateur de la contamination métallique. *Mar. Life*. 14 (1-2), 59-70.
- **Boutiba, Z., 1992**. Les mammifères marins d'Algérie. Statut, Répartition, Biologie et Ecologie. *Thèse Doct. Etat* : 575 p.
- **Boutiba, Z., 2004**. Quid de l'Environnement Marin. Edit : Dar El Gharb, 273p.
- **Boutiba, Z., 2007**. Place des pays du Maghreb dans la protection de la Méditerranée. La boratoire Réseau de Biosurveillance de l'Environnement. Université d'Oran Es-Sénia, Le Quotidien d'Oran. Algeria, pp. 24.
- **Boutiba, Z., Taleb, Z., Abi-Ayad, S.M.E.A., 2003**. Etat de la pollution marine de la côte oranaise. *Edit : Dar El Gharb*. Algérie, pp. 69.

- **Braunbeck, T., 1998** . Cytological alterations in fish hepatocytes following in vivo and in vitro sublethal exposure to xenobiotics - structural biomarkers of environmental contamination. In: *FishEcotoxicology* (eds. Braunbeck T., Hinton D. E., Streit B.), pp. 61-140. Birkhäuser Verlag, Berlin.
- **Bremner, I., 1979**. Mammalian absorption transport and excretion of cadmium (in Webb M ed: *The Chemistry, Biochemistry and Biology of cadmium*). *Topics in Environmental Health*. Elsevier, Amsterdam: 175-193.
- **Briand, F., 2003** - Mare Incognitum? Exploring Mediterranean deep-sea biology. In: CIESM(ed.), Heraklion, 126p.
- **Briones-Avila, E ., 1990**. The period of gonadal maturity in mullet (*Mugil cephalus* L.) in Sinaloa and Nayarit. Beef. VIII Congreso Nacional Oceanografía. Mazatlán, Sinaloa. México.
- **Briones-Avila, E ., 1994**. The regulation of the fishery smooth (*Mugil cephalus* and white mullet) in Sinaloa and Nayarit. Res. IV National Congress of Ichthyology. Morelia, Michoacán.
- **Brulhet, J., 1975**. Observation on the biology of *Mugil cephalus ashateensis* and the possibility of its aquaculture on the Mauritanian Coast. *Aquaculture*, 5, 271-281.
- **Brusle, J., 1981**. Sexuality and biology of reproduction in grey Mulletts In *Aquaculture of grey mullet*. Oren International Biological Programme (ed), 26, 99-154.
- **Brusle, J. & Brusle, S., 1977**. Les muges de Tunisie : pêche lagunaire et biologie de la reproduction de trois espèces (*Mugil capito*, *Mugil cephalus* et *Mugil chelo*) des lacs d'Ichkeul et de Tunis. *Rapp. Comm. Int. Mer Méditer*, 24, 5, 101-130.
- **Brusle, J., & Cambrony, M., 1992**. Les lagunes méditerranéennes. Des nurseries favorables aux juvéniles de poissons euryhalins et/ou des pièges redoutables pour eux? Analyse critique des populations de muges de plusieurs étangs saumâtres du Languedoc-Roussillon, au cours de leur première année de vie. *Vie et Milieu*, 42, 2, 193-205.
- **Brusle, J., 1981** . Sexuality and biology of reproduction in grey Mulletts In *Aquaculture of grey mullet*. Oren International Biological Programme (ed), 26, 99-154.
- **Bücheli, T. D. & Fent, K., 1995** . Induction of cytochrome P450 as a biomarker for environmental contamination in aquatic ecosystems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25: 201-268.
- **Buffle, J., 1988**. Complexation reactions in aquatic systems - an analytical approach. Chapter 7: Experimental determination of the in situ distribution of chemical species. Ellis Horwood limited series in analytical chemistry. A division of John Wiley and Sons. Chichester, 692 p.
- **Buffle, J., Parthasarathy, N., Djane N.K, Matthiasson, L ., 2000**. Permeation liquid membranes for field analysis and speciation of trace compounds in waters, in: Buffle J, Hoarvai G (Eds.), *In Situ Monitoring of Aquatic Systems; Chemical Analysis and Speciation*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, West Sussex, UK, , pp. 407–493.
- **Burger, J., 2006**. Bioindicators : a review of their use in the environmental literature 1970-2005. *Environmental bioindicators* 1, 136-144.

C

- **Cairns, J., Health, A.G. & Parker, B.C., 1975** . Temperature influence on chemical toxicity to aquatic organisms. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 47: 267-280.
- **Cajaraville, M.P., Hauser, L., Carvalho, G., Hylland, K., Olabarrieta, I., Lawrence, A. J., Lowe, D. & Goksoyr, A., 2003** . Genetic damage and the molecular/cellular response to pollution. In: *Effects of pollution on fish, molecular effects and population responses* (eds. Lawrence A. J., Hemingway K. L.), pp. 14-82. Blackwell Sciences.
- **Calabrese, A., Collier, R.S., Nelson, D.A., Mcinnes, J.R., 1973-** The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Biology*, 18: 162-166.

- **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.
- **Calow, P., 1994 .** Handbook of Ecotoxicology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Royaume-Uni.
- **Camarenã Luhrs, T., 1986.** Les principales espèces de poissons pélagiques côtiers au Sénégal :biologie et évaluation des ressources. *Thèse Doctorat*, Univ. Bretagne Occ. : 187 p.
- **Cambrony, M., 1984.** Identifi cation et périodicité du recrutement des juvéniles de Mugilidae dans les étangs littoraux du Languedoc-Roussillon. *Vie Milieu* 34: 221–227.
- **Canli, M. &Atli, G., 2002 .** The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species, *Environmental pollution*, **121**: 129–136.
- **Cardona, L., 2000.** Effects of salinity on the habitat selection and growth performance of Mediterranean flathead grey mullet *Mugil cephalus* (Osteichthyes, Mugilidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50:727-737.
- **Cardona, L., 2006.** Habitat selection by grey mullets (osteichthyes: Mugilidae) in Mediterranean estuaries: the role of salinity. *Scientia Marina*, **70**(3): 443–455.
- **Carpene, E., Gumiero, B., Fedrizzi, G., and Serra, R., 1994.**Trace elements (Zn, Cu, Cd) in fish from rearing ponds of Emilia-Romagna region (Italy). *Science of Total Environment* 141: 139-146.
- **Casas, S., 2005 .** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces □ Hg, Cd, Pb, Zn et Cu chez la moule *Mytilus galloprovincialis* en milieu Méditerranéen. Thèse doctorat 2005, 356 p.
- **Catafago, S. et Jaber, B., 2001.** Analyse des strategies et prospective de l'eau au Liban - rapport I: monographie de l'eau au Liban. Sofia Antipolis: United Nations Environment Program - Plan Bleu.
- **Caudron, A., 2006.** Première évaluation de la contamination par les métaux lourds chez la truite commune (*Salmo trutta*) sur le bassin de l'Arve. Fédération de Haute-Savoie pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, 11 p.
- **Chang, C.W., Tzeng, W.N., Lee, Y.C ., 2000.** Recruitment and hatching dates of grey mullet (*Mugil cephalus* L.) juveniles in the Tanshui Estuary of Northwest Taiwan. *Zoological Studies* 39: 99-106.
- **Chang, Q., Zhang M., Wang, J.X., 2009.**Removal of Cu²⁺ and turbidity from wastewater by mercaptoacetyl chitosan, *J.Hazard. Mater.*, 169, 621–625
- **Chatterjee, S., Chattopadhyaya, B., Mukhopadhaya, S.K., 2006.** Trace metal distribution in tissues of cichlids (*Oreochromis niloticus* and *O. mossambicus*) collected from wastewater-fed fishponds in east calcutta wetlands a ramsar site. *Acta Chthyologica Piscat.* 36 119–125.
- **Chen, G., White, P.A., 2004.** The mutagenic hazards of aquatic sediments: A Review. *Mutat Res*; 567: 151-225.
- **Chervinski, J., 1984.** Using scales for identifi cation of four Mugilidae species. *Aquaculture* 38: 79–81.
- **Chiffolleau, J.C., 2001.** La Contamination Métallique, Ifremer, Région Haute Normandie, (Programme Scientifique Seine- Aval), 8, 39p.
- **Chiffolleau, J.F., 2001.** La contamination métallique. Programme scientifiques Seine-Aval. Editions Ifremer, p39.
- **Christensen, E.1964 .**Occupational safety and health series No. 4, man at work: studies on the application of physiology to working conditions in a subtropical country. I. L.,
- **Clarkson, T.W., Magos L., 2006.** The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Crit. Rev. Toxicol.*, 36: 609–662.
- **Clearwater S., 2002.** Metals in the aquatic food web: bioavailability and toxicity to fish. Fact Sheet on Environmental Risk Assessment. Int. Counc. Min. Met. 6 1–7.
- **Cockerell, T.D.A., 1913.** The scales of some Queensland fi shes. *Mem. Qld. Mus.* 2: 51–9.

- **Cogun, H. Y., Yuzereroglu, T. A. and Kargi n, F., 2003**, Accumulation of copper and cadmium in small and large Nile tilapia *Oreochromis niloticus*, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **71**, 1265–1271.
- **Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera J., Dailianis T., Danovaro R., Estrada M., Froggia C., Galil B.S., Gasol J.M., Gertwagen R., Gil J., Guilhaumon F., KesnerReyes, K., Kitsos, M.S., Koukouras A., Lampadariou N., Laxamana E., Lopez-Fe de la Cuadra, C.M., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot D., Oro D., Raicevich S., RiusBarile, J., Saiz-Salinas J.I., San Vicente C., Somot S., Templado J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva R. & Voultsiadou E., 2010**. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE*, 5 (8), e11842.
- **Colpaert, J. & Van Assche, J., 1993**. The effects of cadmium on ectomycorrhizal *Pinus sylvestris* L. *New Phytol* **123**: 325–333.
- **Connolly, J. P. & Glaser, D., 2002**. *p,p'*-DDE bioaccumulation in female sea lions of the California Channel Islands. *Continental Shelf Res* **22**(6–7): 1059–1078.
- **Cormier, S.M., Racine, R.N., Smith, C.E., Dey W.P., Peck T.H., 1989**. Hepatocellular carcinoma and fatty infiltration in the Atlantic tomcod, *Microgadus tomcod* (Walbaum). *Journal of Fish Diseases* **12**, 105–116.
- **Cossa, D. & Lassus, P., 1989**. Le cadmium en milieu marin : Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'*IFREMER* : 135 p.
- **Crise, A., Allen, J.I., Baretta, J., Crispi, G., Mosetti, R. & Solidoro, C., 1999**. The Mediterranean pelagic ecosystem response to physical forcing. *Progress in Oceanography* **44** (1999) 219–243.
- **Cronin M. Davies I.M. Newton A. Pirie J.M. Topping G. Swan S., 1998**. Trace metal concentrations in deep sea fish from the North Atlantic. *Mar. Environ. Res.* **45** 225–238.
- **Crosetti, D., W.S. Nelson and J.C. Avise., 1994**. Pronounced genetic structure of mitochondrial DNA among populations of the circumglobally distributed grey mullet (*Mugil cephalus*). *J. Fish Biol.* **44**: 47–58.

D

- **Dacie, J.V. and S.M. Lewis, 1975**. *Practical Haematology*, 5th edition. J and A Churchill, London Eissa, I.A.M., 2002. *Parasitic Fish Diseases in Egypt*, 1st edition, pp: 52–53. Dar El-Nahdda El-Arabia Publishing.
- **Daget, J. & Le Guen, J. C., 1975b**. Dynamique des populations exploitées de poissons. (eds): *Problèmes d'écologie. La démographie des populations de vertébrés*". Masson éd: 395–443.
- **Daget, J. & Le Guen, J.C., 1975a** - Les critères d'âge chez les poissons. *Problème d'écologie: la démographie des populations de vertébrés*. Masson et Cie. Paris, 253–289.
- **De Jong, C., Lawler, D., Essery, R., 2009**. Mountain hydroclimatology and snow seasonality and hydrological change in mountain environments. *Hydrological Processes*, **23**, 955–961.
- **De Silva, S.S., 1980**. Biology of juvenile grey mullet: a short review. *Aquaculture* **19**:21–36.
- **Dean, JG, Bosqui FL, Lanouette KH., 1972**. Removing heavy metals from waste water. *Environmental Science et Technology*; **6**: 518–522.
- **Defew, L.H, Mair, J.M, Guzman, H.M., 2005**. An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. *Marine Pollution Bulletin*; **50**: 547–552.
- **Dehn, L.A., Follmann, E.H., Thomas, D.L., Sheffield, G.G., Rosa C., Duffy L.K., O'hara T.M., 2006**. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Science of the Total Environment*, **362** (1), 103–123.
- **Delache, A. & F. Ribeyre, 1978**. Chaîne trophique expérimentale en milieu limnique. Thèse 3ème cycle en science Biologiques, Uni Bordeau I, 265P.
- **Delistraty, D. and Stone, A., 2007**. Dioxins, metals, and fish toxicity in ash residue from space heaters burning used motor oil. *Chemosphere*, **68**(5), 907–914.

- **Deloffre, J., 2005** . La sédimentation fine sur les vasières intertidales en estuaires macrotidaux : processus, quantification et modélisation de l'échelle semi-diurne à l'échelle pluriannuelle. Thèse de doctorat, Université de Rouen, 236 p.
- **Dermeche, S., 2010** . Indices physiologiques, métaux lourds et bioessais chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lmck ,1816) de la côte oranaise (Algérie Ouest). *Thèse de Doctorat*. Université d'Oran.
- **Di Bella, G., Licata, P., Bruzzese, A., Naccari, C., Trombetta, D., Turco, V.L., Dugo, G., Richetti, A. & Naccari, F., 2006** - Levels and congener pattern of polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues in bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Straits of Messina (Sicily, Italy). *Environ. Int.*, **32**: 705-710.
- **Djadji, E.L.G., Atse, B.C., Sylla, S., Konan, J.K., Kouassi, J.N., 2013**. Reproduction du Mugilidae *Mugil cephalus* Linné, 1758 dans deux complexes lagunaires (lagunes Ébrié et de Grand-Lahou) de la Côte d'Ivoire. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 7(4): 1701-1716.
- **Djemali, I., 2005**. Évaluation de la biomasse piscicole dans les plans d'eau douce tunisiens : Approches analytique et acoustique. Thèse de doctorat en sciences agronomiques de l'Institut National Agronomique de Tunisie.
- **Dobicki, W., 1990**. Skazenie metalami ciezкими tkanek ryb zyjaczych na terenach wodonosnych m. Wroclawia [Fish contamination with heavy metals in water-bearing areas in Wroclaw]. *Zesz. Nauk. AR. Wroc. Zootechnica* 32 (182), 127-135.
- **Donatella Crosetti, Stephen J. M. Blaber, 2016**. Biology, Ecology and Culture of Grey Mulletts (Mugilidae). ISBN 9781482252125.
- **Du Laing, G., De Vos, R., Vandecasteele, B., Lesage, E., Tack, F.M.G., Verloo, M.G., 2008** . Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estuar Coast Shelf Sci.*, **77**: 589-602.
- **Durand, J.D., K.N. Shen, W.J. Chen, B.W. Jamandre, H. Blel, K. Diop, M. Nirchio, F.J. García de León, A.K. Whitfi eld, C.W. Chang and P. Borsa., 2012a**. Systematics of the grey mullet (Teleostei: Mugiliformes: Mugilidae): molecular phylogenetic evidence challenges two centuries of morphology-based taxonomic studies. *Mol. Phylogen. Evol.* **64**: 73–92.
- **Durand, J.D., W.J. Chen, K.N. Shen, C. Fu and P. Borsa., 2012b**. Genus-level taxonomic changes implied by the mitochondrial phylogeny of grey mullets (Teleostei: Mugilidae). *Comp. Rend. Biol.* **335**: 687–697.
- **Dusquesne, 1992**. Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*. Thèse de Doctorat en Biologie. Univ.Oran.p1.

E

- **Eason, C. & O'Halloran, K., 2002** . Biomarkers in toxicology versus ecological risk assessment. *Toxicology* **181-182**, 517-521.
- **Ebeling, A.W., 1961**. *Mugil galapagensis*, a new mullet from the Galapagos islands, with notes on related species and a key to the Mugilidae of the eastern Pacific. *Copeia* **3**: 295–304.
- **Ebeling, A.W., 1957**. The dentition of eastern Pacific mullets, with special reference to adaptation and taxonomy. *Copeia* **3**: 173–185.
- **Eisler, L. & Gardner, G.R., 1973**. Acute toxicity to an estuarine teleost of mixtures of cadmium, copper and zinc salts. *J. Fish. Biol.*, **5**: 131-142.
- **EL housi, A., 1988**. Les poissons de la réserve naturelle de Massa (Agadir). Thèse Doctorat 3 ème cycle, Université Cadi Ayad, Fac. Sei. Marrakech (Maroc), 141 p.
- **El Housni, A., 1988**. Les poissons de la réserve naturelle de Massa (Agadir). Thèse Doctorat 3ème cycle, Univ. Cadi Ayad, Fac. Sci. Marrakech (Maroc), 141 p.
- **El Morhit M., Fekhaoui M., El Abidi A., Yahyaoui A. & M. Jbilou, 2009**. Étude de la variation spatio-temporelle des paramètres hydrologiques caractérisant la qualité des eaux de l'estuaire du bas Loukkos (Maroc). La 2ème édition du Congrès international. « Eaux, déchets

et environnement ». Union des pays de la méditerranée. 26-27 novembre 2009, El Jadida, Maroc (soumis).

- **El Morhit, M., Fekhaoui, M., Serghini, A., El Blidi, S., El Abidi, A., Bennaakam, R., Yahyaoui A. & M. Jbilou, 2008.** Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc), *Bull. Inst. Sci.*, 30 : 39–47.
 - **Elaine Espino-Barr , Manuel Gallardo-Cabello , Marcos Puente-Gómez and Arturo Garcia-Boa. 2016.** Reproduction of *Mugil cephalus* (Percoidei: Mugilidae) off the Central Mexican Pacific Coast. *Fish Aquacultur Journal* , 7:4.
 - **El-Halfawy, M.M., A.M. Ramadan and W.F. Mahmoud., 2007.** Reproductive biology and histological studies of the grey mullet, *Liza ramada* (Risso 1826), in lake Timsah, suez Canal. *Egypt. J. Aquat. Res.* 33: 434–545.
 - **Emery, R.M., Klopfer, D.C et Baker, D.A., 1981 .** Potential radiation dose from eating fish exposed to actinide contamination. *Health Physics*; 40 4: 493-510.
 - **Emig, C.C. & Geistdoerfer, P., 2004.** Faune profonde en mer Méditerranée: les échanges historiques, géographiques et bathymétriques. *Carnets de Géologie*, 1–10.
 - **Emig, C.C., 1989.** Distributional patterns along the Mediterranean continental margin (Upper Bathyal) using *Gryphus vitreus* (Brachiopoda) densities. *Palaeogeography, Palaeoclimatologi, Palaeoecology*, Amsterdam, 71, 253–256.
 - **Emsley, J., 1991-** The elements. Oxford University Press-Clarendon Press, New York, 264 pp.
 - **Environnement Canada ., 2003.** Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation – Rejets de radionucléides des installations nucléaires (effets sur les espèces autres que l'être humain), Gouvernement du Canada.
 - **Eschmeyer, W.N., E.S. Herald and H. Hammann., 1983.** A field guide to Pacific coast fishes of North America. Houghton Mifflin Company, Boston, U.S.A. 336 p.
 - **Essedaoui, A., Sif J., 2001.** Bioaccumulation des métaux lourds et induction des métalloprotéines au niveau de la glande digestive de *Mytilus galloprovincialis*. *Actes Inst. Agron. Vet.*, Rabat, 21, 1, 17-25.
 - **Evans, C. W., Hills, J. M., Dickson, M. J. , 2000.** Heavy metal pollution in Antarctica: a molecular ecotoxicological approach to exposure assessment. *Journal of Fish Biology* 57, 8-19.
 - **Everaarts, J. M., Sleiderink, H. M., den Besten P. J., Halbrook, R. S., Shugart L. R., 1994.** Molecular responses as indicators of marine pollution: DNA damage and enzyme induction in *Limanda limanda* and *Asterias rubens*. *Environmental Health Perspectives* **102 Suppl 12**, 37- 43.
- F**
- **F.A.O, 1985.** Species identification sheets: MUGIL vala 3, fishing area 51(W. Indian Ocean), 8p.
 - **F.A.O, 1977.** Manuel des méthodes de recherches sur l'environnement aquatique. 3ème partie : Echantillonnage et analyse du matériel biologique. *Doc. Tech. Pêches FIRI/T* 158; 113p.
 - **F.A.O, 1986.** Rapport du group de travail special sur les pêcheries de merlus et de crevettes profondes dans la zone nord du COPACE. IEO, Sta. Cruz de Tenerife, Sapagne. 2 5 Mai 1984. *FAO COPACE/PACE Series* 86/83.
 - **F.A.O, 1990 .** Rapport du groupe de travail sur les merlus et les crevettes des eaux profondes dans la zone du COPACE. *FAO COPACE/PACE Ser.* 90/51 : 249p.
 - **F.A.O, 2005 .** Review of the state of world marine fishery resources. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **457**: 235 .
 - **F.A.O, 2007 -** *Rapport N°856 sur les pêches* : dixième session du comité scientifique consultatif Nicosie, Chypre, 22-26 octobre 2007.
 - **F.A.O, 2010 -** *Rapport du Groupe de travail FAO/COPACE sur l'évaluation des ressources démersales – sous groupe Nord. Banjul, Gambie, 6-14 novembre 2007.*



- **F.A.O. 2006a** . Rapport du Group de travail FAO/COPACE sur l'évaluation des ressources demersales. Conakry, Guinée, 19 29 septembre 2003. *COPACE/PACE Séries. 06/67*, 102-112. FAO, Roma, Italia.
- **Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K., Wood, W. , 2007**. Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*; 68: 145-227.
- **FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), 2000**. Safety evaluation of certain food additives and contaminants. *WHO Food Additives series*, vol. 44: 273-312.
- **Fardel, O., Le Vee, M., Jouan, E., et Moreau, A., 2010**. Regulation of drug transporter mRNA expression by interferon-gamma in primary human hepatocytes. *Fundam Clin Pharmacol.* (2010) Feb 22.
- **Farkas, A., Salánki, J., Varanka, I., 2008**. Heavy metal concentrations in fish of Lake Balaton. *Lakes Reservoirs: Res. Manage.* 5(4), 271-279.
- **Farkas, A., Salánki, J., Specziár, J. , 2003**. Age-And Size-Specific Patterns Of Heavy Metals In The Organs Of Freshwater Fish *Abramis Brama L.* Populating A Low-Contaminated Site. *Water Res.* 37: 959-964.
- **Farrugio, H., 1977**. Clés commentées pour la détermination des adultes et des alevins de *Mugilidae* de Tunisie. *Cybiurn* 2: 57–73.
- **Fekhaoui, M., 1983**. Toxicocinétique de trois polluants métalliques majeurs chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), le chrome le cuivre et le zinc. Thèse de troisième cycle, université de Claude Bernard- Lyon, 125p.
- **Fergusson, J.E., 1990**- The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects, 1. Pergamon Press, Oxford, 614 pp.
- **Fergusson, J.E., 1990**. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects, 1. Pergamon Press, Oxford, 614 pp.
- **Filipovic ., Marijic, V., Raspor, B., 2006**. Age and tissue dependent Metallothionein and Cytosolic Metal Distribution in a Native Mediterranean Fish, *Mullus Barbatu*s, From The Eastern Adriatic Sea. *Comparative Biochemistry And Physiology Part C*.143: 382-387.
- **Filipovic ., Marijic, V., Raspor, B., 2012**. Site-Specific Gastrointestinal Metal Variability In Relation To The Gut Content and Fish Age of Indigenous European Chub from the Sava River. *Water, Air&Soil Pollution* 223: 4769-4783.
- **Firat, Ö., Kargin, F., 2010**. Response of *Cyprinus carpio* to copper exposure: alterations in reduced glutathione catalase and proteins electrophoretic patterns. *Fish Physiol. Biochem.* 36 021–1028.
- **Fletcher, G.L., King M.J., Kiceniuk, J.W., Addison, R.F., 1982**. Liver hypertrophy in winter flounder following exposure to experimentally oiled sediments. *Comparative Biochemistry and Physiology* 73C, 457-462.
- **Fontana, A., Le Guen, J. C., 1969**. Étude de la maturité sexuelle et de la fécondité de *Pseudotolithus (fonticulus) elongatus*. ORSTOM, série Océanographique, 7(3) : 9-19.
- **Förstner U, Wittmann GTW., 1979**. Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag; New-York, 475p.7
- **Fryer, G. and T.D. Iles . 1972**. The cichlid fishes of the Great Lakes of Africa: their biology and evolution. Oliver and Boyd, Edinburg, U.K.

G

- **Gautier, D & Hussenot, J., 2005**. Les Mulets des mers d'Europe: Synthèse des connaissances sur les bases biologiques et les techniques d'aquaculture. Editions Quae, 119 p.
- **Gayanilo, F. C. & Pauly, D., 1997**. FAO-ICLARM stock assessment tools. FISAT. In: F.C. Gayanilo & D. Pauly (eds). Reference Manual. FAO-Computerized Information Series (Fisheries). Rome, FAO, 8, 262p.

- **Ghasemzadeh, J., 1998.** Phylogeny and systematics of Indo-Pacific mullets (Teleostei: Mugilidae) with special reference to the mullets of Australia. Ph.D. dissertation, Macquarie University, Sydney.
- **Ghodbani, T. 2001.** Extension urbanistique dans le littoral d'Oran et ses effets sur l'environnement. *Thèse de Magister*. Université d'Oran. Département de géographie et de l'aménagement du territoire. 387p.
- **Giblin, F.J. & E.J. Massaro, E.J., 1975.** The erythrocyte transport and transfer of methylmercury to the tissues of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Toxicology*, 5: 243–54.
- **Gobas, F.A.P.C., Zhang, X., Wells, R., 1993.** Gastrointestinal magnification: the mechanism of biomagnification and food chain accumulation of organic chemicals. *Environmental Science and Technology*, 27 : 2855-2863.
- **Godard, A. et Tabeaud, M., 2004.** Les climats : Mécanismes, variabilité, répartition. Armand Colin. Coll. Cours. Géographie.
- **Goffart, A. et Hecq, J.-H., 2007.** Le front liguro-provençal, les variations spatiales et temporelles des communautés planctoniques au large de la côte occidentale corse, en relation avec la dynamique des masses d'eau et le Front Liguro-Provençal. Projet Référentiel Plancton de la Baie de Calvi, Financé par l'Agence de l'Eau RMC, Université de Liège Laboratoire d'Océanologie MARE Center Allée de la Chimie 3 B 4000 Liège Sart-Tilman Belgique.
- **Goinard, N., 1993.** Importance économique des espèces à écophase estuarienne dans les pêcheries du golfe de Gascogne. Rapport Université de Nantes/Ifremer.
- **Golani D & Galil B., 1991.** Tropic relationship colonizing and indigenous goatfishes (Mullidae) in the eastern Mediterranean with special emphasis on decapod Crustaceans. *Hdrobilagia*, 218:27-3.
- **Gómez, F., 2003.** The role of the exchanges through the Strait of Gibraltar on the budget of elements in the Western Mediterranean Sea: consequences of human-induced modifications. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 685–694.
- **González-Castro, M. and J. Ghasemzadeh., 2015.** Morphology and morphometry based taxonomy of Mugilidae. In: D. Crosetti and S.J.M. Blaber (eds.). *Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae)*. CRC Press, Boca Raton, USA (book Crosetti, Donatella-Biology-CRC Press (2016)).
- **González-Castro, M., S. Heras, M.B. Cousseau and M.I. Roldán., 2008.** Assessing species validity of *Mugil platanus* Günther, 1880 in relation to *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 (Actinopterygii). *Ital. J. Zool.* 75: 319–325.
- **Grier, H.J., 1993.** Comparative organization of Sertoli cells including the Sertoli cell barrier. pp. 703–739. In: L.D. Russell and M.D. Griswold (eds.). *The Sertoli Cell*. Cache River Press, Clearwater.
- **Grimes, S., 2010.** Peuplement benthiques des substrats meubles de la côte Algérienne, Taxonomie, Structure et Statut écologique. Thèse de doctorat, Université d'Oran, Faculté des sciences. 362p.
- **Griswold, W.R. et McIntosh, R.M., 1973.** Increased urinary excretion of a basement membrane like glycoprotein in acute uranium nephropathy. *Experientia*; 29 (5): 575-576.
- **Guillaume J., Kanshik S, Bergot P & Metailler R., 1999.** Nutrition Et Alimentation Des Poissons Et Crustacés, Coéd. Inra-Editions. P224-228.
- **Gulland, J. A., 1969.** Manuel des méthodes d'évaluation des stocks d'animaux aquatiques. Première partie. Analyse des populations. *FAO Man. Sci. Halieut.*, (4):160p.
- **Gulland, J. A., 1971.** The fish resources of the ocean. West Byfleet, Surrey, Fishing News (Books), Ltd., for FAO, 255 p. *Rev. ed. of FAO Fish.Tech. Pap.*, (97): 425p.

H

- **Hamilton, S. J. & Merle, P. M., 1986.** Metallothionein in fish: review of its importance in assessing stress from metal contaminants. *Trans. Am. Fish. Soc.* **115**: 596-609.

- **Hamitouche & Haderbache, 2017.** Evaluation de la pollution métallique de l'Oued Soummam par le dosage des métaux lourds dans le muscle de quelques espèces de poissons, 36p.
- **Hamza-Chaffai et al., 1996.** *Heavy metal in difference fish from the Middle Eastern coast of Tunisia* Bull. Environ. Contam. Toxicol., 56 (1996), pp. 766-773.
- **Handy R.D. Sims D.W. Giles A. Campbell H.A. Musonda M.M., 1999.** Metabolic trade-off between locomotion and detoxification for maintenance of blood chemistry and growth parameters by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during chronic dietary exposure to copper. *Aquat. Toxicol.* 47 23–41.
- **Hani., Saoudi and Leila. Aoun , 2014.** Grey mullet (*Mugil cephalus* L.) reproduction cycle in the Northeast of Algeria, Mediterranean Sea. *Journal of Applied Science and Agriculture*, 9(19) December 2014, Pages: 66-76.
- **Hannah Sugrim., 2016 .** *Mugil cephalus* (Flathead Mullet or Black Mullet). The Online Guide to the Animals of Trinidad and Tobago Diversity.
- **Harchouche, K., Maurin, C. & Quero, J.C. 2005.** Inventaire des proies ingérées par le marbré *Lithognathus mormyrus* (L., 1758) (Pisces: Perciformes: Sparidae) dans la baie d'Alger et d'Annaba. *An. Soc. Sci. Nat. Charente Maritime*, 9(5): 491-502.
- **Harrison, I.J. and G.J. Howes., 1991.** The pharyngobranchial organ of mugilid fishes; its structure, variability, ontogeny, possible function and taxonomic utility. *Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Zool.)* 57: 111–132.
- **Harrison, I.J. and H. Senou., 1997.** Order Mugiliformes. Mugilidae. Mulletts. p. 2069-2108. In K.E. Carpenter and V.H. Niem (eds.) *FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 4. Bony fishes part 2 (Mugilidae to Carangidae)*. FAO, Rome.
- **Harrison, I.J., 2002.** Mugilidae. pp. 1071–1085. In: K. Carpenter (ed.). *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes. The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic, Vol. 2. Bony Fishes Part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)*. (Rome, FAO).
- **Harrison, I.J., 1995.** Mugilidae. *Lisas*. p. 1293-1298. In W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter and V. Niem (eds.) *Guia FAO para Identificación de Especies para lo Fines de la Pesca. Pacifico Centro-Oriental. 3 Vols.* FAO, Rome.
- **Hartwig A, Mullenders LHF et Schlegel R., 1994.** Nickel (II) interferes with the incision step in nucleotide excision repair in mammalian cells. *Cancer Research*; 54 (15): 4045- 4051.
- **Hartwig, A ., 1998.** Carcinogenicity of metal compounds: possible role of DNA repair inhibition. *Toxicology Letters*: (102-103): 235-239.
- **Hartwig, A et Schwerdtle T ., 2002.** Interactions by carcinogenic metal compounds with DNA repair processes: toxicological implications, *Toxicology Letters*, 127 (1-3): 47-54.
- **Hayati Alfiah , M. Maulana Abdizen, Antien Rekyan Seta, Binti Mar`atus Solikha, Nuril Maulidiah, Nureka Tiantono, Hana Widiana, Inesavira Restinastiti, Deszantara Ziky, Sugiharto, Dwi Winarni, 2017.** Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish (*Barbodes* sp.) Tissues in the Brantas River, Indonesia *J. Appl. Environ. Biol. Sci.*, 7(3)139-143.
- **Helfman, G.S., B.B. Collette, D.E. Facey and B.W. Bowen., 2009.** *The Diversity of Fishes. Biology, Evolution, and Ecology.* Willey-Blackwell, West Sussex.
- **Hem, J.D., 1972.** Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and ground water. *Water Resources Research*, 8: 661-679.
- **Henry, S., D'Hondt, L., André, M., Holemans, X., Canon, J.L ., 2004.** *Saccharomyces cerevisiae* fungemia in a head and neck cancer patient: a case report and review of the literature. *Acta Clin Belg* 59(4):220-2.
- **Heras, S., M.I. Roldán and M. González-Castro., 2009.** Molecular phylogeny of Mugilidae fishes revised. *Rev. Fish Biol.* 19: 217–231.
- **Hernandez-Lopez, M., Luciano, M. C, Bricker, J., B., Roales-Nieto, J. G., & Montesinos, F., 2009.** Acceptance and commitment therapy for smoking cessation: A preliminary study of its effectiveness in comparison with cognitive behavioral therapy. *Psychology of Addictive Behaviors*, 23, 723-730.

- **Hill, K., 2004** . mithsonian Marine Station at Fort Pierce" (On-line). Accessed October 16, 2005 at http://www.sms.si.edu/irlspec/Mugil_cephalus.
- **Hinesly, T.D., Jones, R.L., Ziegler, E.L. et Tyler, J.J., 1977**. Effects of annual and accumulative applications of sewage sludge on assimilation of zinc and cadmium by corn (*Zea mays* L.). *Environmental Science and Technology*, 11(2): 182-188.
- **Honebrink, R. , 1990**. Fishing in Hawaii: a student manual. Education Program, Division of Aquatic Resources, Honolulu, Hawaii p: 79.
- **Hotta, H. and I.S. Tung., 1966**. Identifi cation of fi shes of the family Mugilidae based on the pyloric caeca and the position on inserted fi rst interneural spine. *Jpn. J. Ichthyol.* 14: 62–66 (In Japanese, English summary and key).
- **Hotta, H. and I.S. Tung., 1966**. Identifi cation of fi shes of the family Mugilidae based on the pyloric caeca and the position on inserted fi rst interneural spine. *Jpn. J. Ichthyol.* 14: 62–66 (In Japanese, English summary and key).
- **Hotta, H., 1955**. On the mature mugilid fi sh from Kabashima, Nagasaki Pref., Japan, with additional notes on the intestinal convolution of Mugilidae. *Jpn. J. Ichthyol.* 4: 162–169.
- **Howarth, R. S. & Sprague, J. B., 1978** . Copper lethality to rainboy trout in waters of various hardness and pH. *Water. Res.*, 12: 455-462.
- **Hrs-Brenko M., Claus S. & Bubic S., 1977-** Synergistic effects of lead, salinity and temperature on embryonic development of the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Mar. Bio.* 44: 109-115.
- **Hsu and Tzeng, 2009** . Annulus in Scale and Otolith of Mullet. *Zoological Studies* 48(5): 640-648.
- **Hsu, C.C., Han, Y.S., Tzeng, W.N., 2007**. Evidence of flathead mullet *Mugil cephalus* L. spawning in waters northeast of Taiwan. *Zool Stud* 46: 717-725.
- **Htun-Han, M. , 1978**.The reproductive biology of the dab *Limanda limanda* (L.) in the North Sea:gonadosomatic index, hepatosomatic index and condition factor. *J. Fish Biol.*, 13: 369-378.
- **Hubbs, C.L. , 1921** . Remarks on the life history and scale characters of American mullets. *Trans Am Microsc Soc* 40: 26-27.
- **Hureau, J. , 1970** - Biologie comparée de quelques poissons antarctiques (Notothenüidae). *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, 68: 1391, 244 p
- **Hurlbut, Jr., C.S. et Klein, C., 1982**.Manual de Mineralogía de Dana. Editorial Reverté, Barcelona, 564 pp.
- **Huuskonen, S. et Lindström-Seppä P., 1995**.Hepatic cytochrome P4501A and other biotransformation activities in perch (*Perca fluviatilis*): effects of unbleached pulp mill effluents. *Aquatic Toxicology* 31, 27-41.

I

- **Ibáñez, A.L, Gallardo-Cabello, M. , 2004**. Reproduction of *Mugil cephalus* and *M. curema* (Pisces: Mugilidae) from a coastal lagoon in the Gulf of Mexico. *Bull of Mari Sci* 75: 37-49.
- **Ibáñez-Aguirre A.L, M Gallardo-Cabello. 1996**. Age determination of the grey mullet *Mugil cephalus* L. and the white mullet *Mugil curema* V. (Pisces: Mugilidae) in Tamiahua Lagoon, Veracruz. *Cienc. Mar.* 22: 329-345.
- **Ibáñez-Aguirre, A.L. and J. Leonart., 1996**. Relative growth and comparative morphometrics of *Mugil cephalus* L. and *M. curema* V. in the Gulf of Mexico. *Sci. Mar.* 60: 361–368.
- **IBGE, 2005**. Qualité physico-chimique et chimie des eaux : cadre générale. *Institut Bbruxellois pour la Ggestion de l'Environnement*, Belgique, 16 p.
- **Ibrahim, S.M., Shalloof K.A., Salama H.M., 2008**. Effect of environmental conditions of abu-zabal lake on some biological, histological and quality aspects of fish. *Global Veterinaria.* ;2(5):257–270.
- **Ifremer, 2009**. Contaminants Chimiques. Basse-Normandie.

- **Ilkyaz, A.T., Firat, K., Saka, S., Kinacigil, H.T. , 2005.** Age, growth, and sex ratio of golden grey Mullet, *Liza aurata* (Risso, 1810) in Homa lagoon (Izmir bay, Aegean sea). *Turk J. Zool.* **30**: 279 – 284.
- **Inbamani, N., Seenivasan, R. , 1998 .** Effect of phophamidon toxicity and pesticidal histopathology of the fish *Sarotherodon Mossambica*. *J. Ecotoxicol. Environ. Moit.* **8**:85-95.
- **INERIS, 2005.** Fiche de données toxicologiques environnementales des substances chimiques. CADMIUM ET SES DERIVES. INERIS – DRC-01-25590-00DF249.doc. *Version N°2-3 Fevrier 05.60p.*
- **Ishiyama, R., 1951.** Revision of the Japanese mugilid fishes, especially based upon the osteological characters of the cranium. *Jap. J. Ichthyol.* **1**: 238–250.
- **Islam, M.D., Tanaka, M., 2004 .** Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fish-eries and approach for management: a review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* **48**, 624–649.
- **IUCN, 2012.** Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org, downloaded on 17 October 2016.

J

- **Jacot, A.P. ,1920.** Age, growth and scales characters of the mullet *Mugil cephalus* and *Mugil curema*. *Trans. Am Microsc Soc* **39**: 199-230.
- **Jamandre, B.W., J.D. Durand and W.N. Tzeng., 2009.** Phylogeography of the fl athead mullet *Mugil cephalus* in the north-west Pacific as inferred from the mtDNA control region. *J. fish Biol.* **75**: 393–407.
- **Jeyaseelan, M.J.P. ,1998.** Manual of fish eggs and larvae from Asian mangrove waters. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Paris p: 193.
- **Jobling, S., Beresford, N., Nolan, M., Gray, T.R, Brighty, G.C, Sumpter, J.P., 2002.** Altered sexual maturation and gamete production in wild roach (*Rutilus rutilus*) living in rivers that receive treated sewage effluents. *Biol. Reprod.* **66**:272-281.
- **Jones, R., 1984.** Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fish.Tech.Pap.* (256): 118p.
- **Jones, R., et Van Zalinge, N.P., 1981 -** Estimations of mortality rate and population size for shrimp in Kuwait waters. *Kuwait Bull. Mar. Sci.*, **2** : 273-288.

K

- **Kaiser, J., 2001 .** Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment (Enfield: Sciences publishers inc.).
- **Kasimoglu, C., 2014.** The Effect of Fish Size, Age and Condition Factor on the Contents of Seven Essential Elements in *Anguilla anguilla* from Tersakan Stream Mugla (Turkey). *J Pollut Eff Cont* **2**:123 doi:10.4172/2375-4397.1000123.
- **Katselis, G., Koutsikopoulos, C., Kaspiris, P., 2002.** Age determination and growth of leaping mullet, (*Liza saliens* R. 1810) from the Messolonghi Etoliko lagoon (Western Greece). *Medit. Mar. Sci.*, **3/2**: 147 – 148.
- **Keith, P., Allardi, J. ,2001.** Atlas freshwater fish France. National Museum of Natural History, Paris. *Natural heritage* **47**: 1-387.
- **Key, P.B., Wirth, E.F. et Fulton, M.H.,2006.** A review of grass shrimp, *Palaemonetes* spp., as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environmental bioindicators* **1**, 115-128.
- **Kilgour, 1991.** Cadmium uptake from cadmium–spiked sediments by four freshwater invertebrates *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **47** (1991), pp. 70-75.
- **King, R. P., 1996.** Length–weight relationships and related statistics of 73 populations of fish occurring in inland waters of Nigeria. *Naga ICLARM Q.*, **19**(3), 49–52.
- **Kobelkowsky, A.D. and A. Resendez., 1972.** Estudio comparativo del endosqueleto de *Mugil cephalus* y *Mugil curema* (Pisces, Perciformes) *An Inst. Biol. Univ. Nac. Auton. Mex. Ser. Cienc. Mar. Limnol.* **43**: 33–81.

- **Kock G., Noggler M., Hofer R., 1996.** Pb in otoliths and opercula of arctic char (*Salvelinus alpinus*) from oligotrophic lakes. *Water Res.* 30 (8), 1919-1923.
- **Köck, G., Triendl, M., Hofer, R., 1995.** Seasonal patterns of metal accumulation in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from an oligotrophic Alpine lake related to temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 780-786. 56 .
- **Kovalsky, V.V, Vorotnitskaya, I.E et Lekarev ,V.S., 1967.** Biogeochemical food chains of uranium in aquatic and terraneous organisms: Radioecological Concentration Processes, Proceedings of an International Symposium, p. 329-332.
- **Kraal, M.H., Kraak, M.H.S., Degroot, C.J. Davids, C., 1995.** Uptake and Tissue Distribution of Dietary and Aqueous Cadmium by Carp (*Cyprinus carpio*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 31 179– 183.
- **Kraïem M.M., 1979.** Ecologie du barbeau fluviatilile *Barbus barbus* (L., 1758),(poisson, Cyprinidae) dans le haut Rhône français. Thèse Doct. 3ème cycle, Univ. Lyon I : 69p.
- **Kraïem, M.M., 1995.** Etude comparée de la croissance de *Mugil cephalus* et de *Liza ramada* dans le golfe de Tunis et dans le Réservoir de Sidi Salem. *Com. 8èmes Jour. Biol. STCB, Tunisie* 103–104.
- **Kucuksezgin, F., Altay, .0 E., Uluturhan And Kontas , 2001.** Trace metal and organochlorine residue levels in red mullet (*Mullus barbatus*) from the eastern aegean, TURKEY. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 9, pp. 2327–2332.
- **Kumar, S., Pant, S.C., 1984 .** Comparative effects of the sublethal poisoning of zinc, copper and lead on the gonads of teleost *Puntius conchnofus* Ham. *Toxicol. Lett.* 23:189-194.

ℒ

- **Lacombe, H. et Tchernia, P., 1972.** Caractères hydrologiques et circulation des eaux en Méditerranée. In *The Mediterranean Sea* (ed. Stanley, D. J.), Dowden, Hutchinson, Ross., 26-36.
- **Lahaye, J., 1979** -Les cycles sexuels chez les poissons marins. *Océanis*, 6(7): 637-654.
- **Lak Shamanan, P.T & Nambisan P.N.K., 1989** - Bioaccumulation and depuration of some trace metals in the mussel, *Perna viridis* (Linnaeus). *Bull Environ Contam Toxicol*, 43, 1,131-138.
- **Lambert, Y. and Dutil, J.-D., 1997.** Can Simple Condition Indices Be Used to Monitor and Quantify Seasonal Changes in the Energy Reserves of Cod (*Gadus morhua*)? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 104-112.
- **Landret, J.P., 1974.** Contribution à l'étude de *Mugil cephalus* "sensu lato" et comparaison avec d'autres espèces de Mugilidés. Thèse Doct. 3ème cycle, Univ. Paris VI (France), 107 p.
- **Langstone, W., Burt, G., Pope, N., 1999.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 519-540.
- **Lantzy, R.J. et Mc Kenzie, F.T., 1979.** Atmospheric trace metals: global cycles and assessment of man's impact. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43: 511-523.
- **Larno, 2004.** Reponses genetiques et physiologiques de populations de chevaine (*leuciscus cephalus*) a la contamination chimique dans le bassin du Rhone. THESE présentée devant L'universite Claude Bernard - Lyon 1 pour l'obtention du diplôme de doctorat. Spécialité «Toxicologie de l'Environnement ». p181.
- **Larno, V., Laroche, J., Launey, S., Flammarion, P. & Devaux, A., 2001 .** Responses of chub (*Leuciscus cephalus*) populations to chemical stress, assessed by genetic markers, DNA damage and cytochrome P4501A induction. *Ecotoxicology* 10: 145-58.
- **Larson A., Benglsson B.E., & Svanberg O., 1975.** Some hematological and biochemical effects of cadmium of fish. In: effects of pollution on aquatic organisms. A.P.M Lockwood. Ed Combridge uni.Press: 35-47.
- **Laubier, L. & Emig, C.C., 1993.** La faune benthique profonde de Méditerranée. In: DELLA CROCE F.R (ed.), *Symposium Mediterranean Sea 2000*. Instituto de Scienze Ambientale Marina, Margherita Ligure, 397–428.

- **Laurec, A., Le Guen, J. C., 1981** - Dynamique des populations marines exploitées. Tome I, concepts et modèles. Centre National pour l'Exploitation des Océans. *Rapports scientifiques et techniques*, **45**: 118p.
- **Le Dantec, J., 1955**. Quelques observations sur la biologie des muges des réservoirs de Certes à Audence. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 19, 1, 93-112.
- **Leclaire, L., 1972**. La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin algéro baléares (Précontinent Algérien). *Mém. Mus. Hist. Nat. Ed. Paris. Fr.*, XXIV(Fas.Unique):391p.
- **Liehr, G. A., Zettler, M.L., Leipe, T. & Wilt, G., 2005** . The ocean quahog *Arctica islandica* L.: a bioindicator for contaminated sediments. *Marine biology*, **147**, 671-679.
- **Lin, R.H, Wu, L.J., Lee, C.H., 1993**. Cytogenetic toxicity of uranyl nitrate in Chinese hamster ovary cells. *Mutation Research*; 319, 3: 197-203.
- **Linde, A. R., Sánchez-Galán, S., Klein, D., García-Vázquez, E., & Summer, K. H., 1999**. Metallothionein and heavy metals in brown trout (*Salmo trutta*) and European eel (*Anguilla anguilla*): a comparative study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **44**, 168–173.
- **Linde, A.R., Arribas, P., Sanchez-Galan S. & E. Garcia-Vazquez, 1996**. Eel (*Anguilla anguilla*) and Brown trout (*Salmo trutta*) target species to assess the biological impact of trace metal pollution in freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **31**: 297–302.
- **Linde, A.R., Sánchez-Galán, S., Izquierdo, J.I, Arribas, P., Marrañón, E., et al., 1998**. Brown Trout as Biomonitor of Heavy Metal Pollution: Effect of Age on The Reliability of The Assessment. *Environ. Res. Section B* **40**: 120-125.
- **Liu, C.H. and S.C. Shen., 1991**. Lepidology of the Mugilid fishes. *J. Taiwan Mus.* **44**: 321–357.
- **Liu, H., Probst, A. et Liao, B., 2005** - Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). *Science of the Total Environment*, **339**(1-3): 153-166.
- **Llasat, M.C., Llasat-Botija, M., Petrucci, O., Pasqua, A.A., Rosselló, J., Vinet, F., et Boissier, L., 2013**. Towards a database on societal impact of Mediterranean floods within the framework of the HYMEX project. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, **13**, 1337-1350, doi:10.5194/nhess-13-1337-2013.
- **Llasat, M.C., Llasat-Botija, M., Prat, M.A., Porcu F., Price C., Mugnai A., Lagouvardos, K., Kotroni, V., Katsanos, D., Michaelides, S., Yair, Y., Savvidou, K., et Nicolaidis K., 2010**. High-impact floods and flash floods in Mediterranean countries: the FLASH preliminary database. *Advances in Geosciences*, **23**, 47–55, www.adv-geosci.net/23/47/2010/
- **Lombardi, P., Peri S and Verrengia Guerrero N., 2010**. Trace metal levels in *Prochilodus lineatus* collected from the La Plata River, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* **160**: 47–59.
- **Luczynska, J and E. Tonska, 2006**. The effect of fish size on the content of zinc, iron, copper, and manganese in the muscles of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.). *Arch Pol Fish*, **14**: 5-13.
- **Lum, R.R., 1987** . Cadmium in freshwaters: the Great Lakes and St. Lawrence River. In: J.O. Nriagu et J.B. Sprague (Eds.), *Cadmium in the Aquatic Environment*. Wiley, New York, pp. 35-50.
- **Luoma, S. N., 1982**. A statistical study of environmental factors controlling concentrations of heavy metals in the burrowing bivalves *Scorbicularia plana* and the Polychete *Nereis diversicolor*. *Estu. Coast. Shelf Sci.* **15**: 95-108.
- **Luoma, S. N., 1983** - Bioavailability of trace metals to aquatic organisms - a review. *Sci. Total. Environ.* **28**: 1-22.
- **Luther, G., 1977**. New characters for consideration in the taxonomic appraisal of grey mullets. *J. Mar. Biol. Assoc. India* **19**: 1–9.

M

- **Madache, S., 2009** – Contribution à la biologie de *Diplodus vulgaris* (téléostéen, Sparidé) du golfe d'Annaba, Algérie. Mémoire de Magister. *Univ. Badji Mokhtar*. Annaba. 209p.
- **Magdy, M.E., 2004**. Reproductive biology of *Mugil seheli* (Family Mugilidae) reared in fish farm. *Egypt. J. Aquatic Res.* **30**(B): 234 - 240.
- **Mahan, B.H., 1987**- Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano S. A.
- **Marais, J.F.K., 1976**. The nutritional ecology of mullets in the Swartkops estuary. PhD thesis, University of Port Elizabeth, Port Elizabeth.
- **Marcato, E., 2007**. Origine, devenir et impact du cuivre et du zinc des lisiers porcins : rôle de la digestion anaérobie. Thèse de l'institut national polytechnique de Toulouse ; France, 199p.
- **Maroni, M., Colosio, C., Ferioli, A. & Fait, A., 2000** - Biological monitoring of Pesticide Exposure: a review. *Introduction. Toxicology* **143**, 1-118.
- **Martelli, A., Rousselet, E., Dycke, C., Bouron, A. et Moulis, J. 2006**. Cadmium Toxicity in Animal Cells by Interference with Essential Metals. *Biochimie*, vol. 88, n° 11, p. 1807-1814.
- **Martin, J.H., Bruland, K.W., Broenkow, W.W., 1976**. Cadmium transport in the California current. In: Windom HL, Duce RA, editors. *Marine pollutant transfer*. Lexington' Lexington Books.
- **Mastala, Z., Balogh, K.V, Salanski, J., 1999**. Reliability of Heavy Metal Pollution Monitoring Utilizing Aquatic Animal Versus Statistical Evaluation Methods *Arch. Environ. Cont. Tox.* **23**: 476-483.
- **Matthieu, B., Mohamed M.O.V., 2002**. Le Mulet en Mauritanie: biologie, écologie, pêche et aménagement. Programme Régional de Conservation de la zone côtière et Marine; 53 p.
- **McCurdy, W., 1985**. A low speed alternative method for cutting otolith sections. *J. Cons. Perm. Int. Explo r. Mer.*, **42** : 186-187.
- **McDonough, C.J., W.A. Roumillat and C. Wenner., 2005**. Sexual differentiation and gonad development in striped mullet (*Mugil cephalus*) from South Carolina estuaries. *Fish Bull.* **103**: 601–619.
- **McDonough, W.A. Roumillat and C.A. Wenner, 2003**. Fecundity and spawning season of striped mullet (*Mugil cephalus* L.) in South Carolina estuaries. *Fish. Bull.* **101**:822-834.
- **McFarland, V. A., Inouye L. S., Lutz C. H., Jarvis A. S., Clarke J. U., McCant D. D., 1999**. Biomarkers of oxidative stress and genotoxicity in livers of field-collected brown bullhead, *Ameiurus nebulosus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **37**, 236-41.
- **McGeer, J. C., Brix, K. V., Skeaff, J. M., DeForest, D. K., Brigham, S. I., Adams, W. J. & Green, A., 2003**. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environm. Toxicol. Chem.* **22**(5): 1017-1037.
- **Mehanna, S.F., 2005** . Population dynamics and management of the Nile Tilapia (*O. niloticus*) in Wadi El-Raiyan lakes, Egypt. *Afr. J. Biol. Sci.* **1**:79-88.
- **Mergler, D., Anderson H.A., Chan L.H., Mahaffey K.R., Murray M., Sakamoto M., Stern A.H., 2007**. The panel on health risks and toxicological effects of methylmercury. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *Ambio*, **36**: 3–11.
- **Merlini, M. & Pozzi G., 1977**- Lead and freshwater fishes. Part I: Lead accumulation and water pH. *Environ Pollut*, **12**,167-172.
- **Mersh, J., Dubost, N. & J.C. Pihau, 1993**. Comparaison de plusieurs supports analytiques inertes et biologiques pour apprécier la contamination métallique de la retenue de site électronucléaire du Cattenom. France, *Annals. Limnol.* , **29**(3-4) : 325–337.
- **Meseda, M.E.G, Samira, A.S. 2006**. Spawning induction in the Mediterranean grey mullet *Mugil cephalus* and larval developpemental stages. *Afr. J. Biotechnol.*, **5**(19): 1836 - 1845.
- **Meunier, F. J., 1988** .Détermination de l'âge individuel chez les Osteichthysiens à l'aide de la squeletteochronologie: historique et méthodologie. *Acta. Oecol., Oecol. Gener.*, **9**: 299-329.

- **Meybeck, M., Lestel, L., Bonté, P., Moilleron, R., Colin, J.L., Rousselot, O., Hervé D., De Pontevès, C., Grosbois C and Thévenot DR., 2007.** Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950–2005). *Science of the Total Environment*; 375: 204-231.
- **Miller, P., Munkittrick. K., Dixon, D., 1992.** Relationship Between Concentrations of Copper and Zinc in Water Sediment Benthic Invertebrates and Tissues of White Sucker (*Catostomus commersoni*) at Metal-Contaminated Sites. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 978–984.
- **Millot, C., 1985.** Some features of the Algerian current. *J. geophy. Res.*, 90 (C4): 7169-7176.
- **Minos, G., G. Katselis, I. Ondrias and I.J. Harrison., 2002.** Use of melanophore patterns on the ventral side of the head to identify fry of grey mullets (Teleostei: Mugilidae). *Isr. J. Aquacul.-Bamid.* 54: 12–26.
- **Mohamed, M.O.V., 2004.** Etude de la dynamique des systèmes d'exploitation et de l'écobiologie de la reproduction de trois Mugilidés: *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758), *Liza aurata* (Perguria, 1892) et *Mugil capurrii* (Risso, 1810), analyse de leurs stratégies d'occupations des secteurs littoraux mauritaniens et de leurs possibilités d'aménagement. Thèse de Doctorat, Université de Nice-Sophia Antipolis, France, 129 p.
- **Moiseenko, T.I., Kudryavtseva, L.P., 2001.** Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region Russia. *Environ. Pollut.* 114 285–297.
- **Monleau, M., De Méo, M., Paquet, F ., 2006.** Genotoxic and inflammatory effects of depleted uranium particles inhaled by rats. *Toxicological Sciences*; 89 (1): 287-295.
- **Moore, J. W. & Ramamoorthy, S., 1984** - Heavy Metals in Natural Waters: *Applied Monitoring and Impact Assessment*. Springer-Verlag, New York, pp. 58–76.
- **Moreira, F., côte de C.A. Assis, de P.R. Almeida, de J.L. et rapports trophiques de côte de M.J. dans la communauté de l'estuaire supérieur de Tagus Portugal., 1992.** une approche préliminaire. *Estuar. Côte. Étagère-Sci.* 34:617 - 623.
- **Morovic, D., 1953.** Sur la détermination des muges adriatiques d'après la forme de l'otolith sagitta. *Notes Inst. Oceanogr. Split* 9: 1–7.
- **Mosegaard, H., Morales-Nin, B., Weidman, C.R., Geffen, A.J., Arneri, E., Millner, R., Panfili, J. & Folkvord, A., 1998.** Otolith thin-section preparation: some problems and new developments. In *Otolith preparation and analysis* (Wright, P.J., ed.), EFAN Report 2/1998, pp. 11-22.
- **Moustaid, K., Nasser, B., Baudrimont, I., Anane, R., El Idrissi, M., Bouzidi, A., Creppy EE., 2005.** Évaluation comparée de la toxicité des moules (*Mytilus galloprovincialis*) de deux sites du littoral atlantique marocain sur des souris. *C. R. Biologies* 328, 281-289.
- **Munawar, M., Dermott, R., McCarthy, L.H., Munawar, I.F., and van Stam, H.A., 1999.** A comparative bioassessment of sediment toxicity in lentic and lotic ecosystems of the North American Great Lakes. *Aquat. Ecosys. Health Manag.* 2: 367-378.
- **Munro, J. L. & Pauly D. 1983** .A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. *Fishbyte* 1(1): 5-6.
- **Mustafa, Canli. , Gu"lu"zar Atli , 2003.** The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution* 121 (2003) 129–136.

N

- **Nabi, N.K & Aouaragh, R., 1992.** Pollution de l'environnement connaissances et contrôles. *Ingéniorat d'Etat en Chimie Industrielle*, Univ, des Sciences et de la Technologie d'Oran : 102 p.
- **Neff, J. M., 2002** . Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of contamination from oil well produced water. *Elsevier Science Publishers, Amsterdam*
- **Nelson, J. S., 1994** . Fishes of the World. 3^{ed}. Wiley. 600pp.

- **Nelson, J.S., 2006.** Fishes of the World (4th edition). John Wiley and Sons, Inc., New York, NY. 601p.
- **Newman M. C. et Jagoe R. H., 1998.** Allozymes reflect the population-level effect of mercury: simulations of the mosquitofish (*Gambusia holbrooki* Girard) GPI-2 response. *Ecotoxicology* 7, 141-150.
- **Ney, J. J., & Van Hassel, J. H., 1983** - Sources of variability in accumulation of heavy metals by fishes in a Roadside Stream. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12: 701- 706.
- **Nimil, A., 1983.** Biological and toxicological effects of environmental contaminants in fishes and their eggs. *Car. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 306-312.
- **Novikov, N.P., Sokolovsky, A.S., Sokolovskaya, T.G., Yakovlev, Y.M ., 2002.** The fishes of Primorye. Vladivostok, Far Eastern State Tech. Fish. Univ p: 552.
- **Nriagu, J.O., 1974-** Lead orthophosphates--IV Formation and stability in the environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 38(6): 887-898.
- **Nriagu, J.O., 1978-** The biogeochemistry of lead in the environment. Elsevier, Amsterdam, 1011 pp.
- **Nriagu, J.O., 1979-** Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, 279: 404-411.
- **Nriagu, J.O., 1991-** Human influence on the global cycling of trace metals. In: J.D. Farmer (Ed.), *Heavy Metals in the Environment*. CEP Consultants, Edinburgh, pp. 1-5.
- **Nriagu, J.O., 1996-** A History of Global metal Pollution. *Science*, 272(April): 223-224.
- **Nussey, G., Van Vuren, J.H.J., Du Preez, H.H.,1999-** Bioaccumulation of aluminium, copper, iron and zinc in the tissues of the moggel from Witbank Dam, Upper Olifants River Catchment (Mpumalanga).S. Afr. J. Wildl. Res. 29, 130 –144.

O

- **Odzak, N., & Zvonaric, T., 1995** - Le cadmium et le plomb dans l'absorption des aliments par le loup *Dicentrarchus* poissons. *Sci. eau. Technol*, 32: 49 -. 55.
- **Oliveira Ribeiro, C. A., Pelletier, E., Pfeiffer, W. C. & Rouleau, C., 2000** - Comparative uptake, bioaccumulation, and gill damages of inorganic mercury in tropical and nordic freshwater fish. *Environmental Research* 83: 286-292.
- **Olukolajo, 2008.** The feeding ecology of *Mugil cephalus* (Linnaeus) from a high brackish tropical lagoon in South-west, Nigeria *African J. Biotechnol.*, 7 (2008), pp. 4192-4198.
- **Oren, O.H ., Ed ., 1981.** Aquaculture of grey mullets. *International Biol Prog*: 26, Cambridge Univ Press, Cambridge p: 507.

P

- **Panfili, J. & Ximénès, M.C., 1992.** Measurements on ground or sectioned otoliths: possibilities of bias. *Journal of Fish Biology* 41, 201-207.
- **Panfili, J., 1993.** *Estimation de l'âge individuel des poissons: méthodologies et applications à des populations tropicales et tempérées.* Paris, France:Collection Travaux et Documents, ORSTOM.
- **Panfili, J., Pomuai H. ., Troadec H., Wright pJ., 2002.** Manuel de sclérochronologie des poissons. Coédition Ifremer-IRD, 464 p.
- **Paquin, Zoltayb, PWinfieldc , RooniMathewa, CSantored , Toroae .2002** . Extension of the biotic ligand model of acute toxicity to a physiologically-based model of the survival time of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to silver. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* . Volume 133, Issues 1–2, September 2002, Pages 305-343.
- **Parenti, L.R. and H.J. Grier., 2004.** Evolution and phylogeny of gonad morphology in bony fishes. *Integr. Comp. Biol.* 44: 333–348.



- **Patimar R. 2008.** Some biological aspects of the sharpnose mullet *Liza saliens* (Risso, 1810) in Gorgan bay-Miankaleh Wildlife Refuge (the southeast Caspian sea). *Turk.J. Fish. Aquat. Sci.*, **8**: 225 – 232.
- **Pattee, O.H., Pain, D.J., 2003.** Lead in the environment Handbook of ecotoxicology. ed. Boca Raton FL Lewis Publishers.
- **Paugy, D., Et Leveque, C., 1999.** La reproduction, pp. 129-151./n : Les poissons des eaux continentales africaines: Diversité, écologie, utilisation par l'homme (Levêque C. & Paugy D., eds). IRD, Paris.
- **Pauly, 1985.** Quelques méthodes simples pour l'estimation des stocks de poissons tropicaux. *FAODoc. Tech. Pêches*, (234) : 56p.
- **Pauly, D., & Munro, J. L., 1984** . Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte*, **2**: 21-21.
- **Pauly, D., 1979** . Gill size and temperature as governing factors in fish growth: a generalization of Von Bertalanffy's growth formula. *Ber. Inst. Meereskd.* Christian-Albrechts Univ. Kiel, (**63**):156 p.
- **Pauly, D., 1980** . On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 Fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, **39**: 175-192.**Pauly, D., 1994** . On the sex of fish and the gender of scientists. Chapman and hall, London **Pauly**.
- **Pauly, D., 1997** .Méthodes pour l'évaluation des ressources halieutiques. Toulouse, CEPADUES éd., 288 p.
- **Paz, S., Tourre, Y., et S. Planton., 2003.** North africa - west asia (nawa) sea-level pressure patterns and their linkages with the eastern mediterranean (em) climate. *Geophysical Research Letters*, **30** (19), doi :10.1029/2003GL017862.
- **Peixoto, J., De Almeida, M., Rosen, R., et Salstein, D., 1982.** Atmospheric moisture transport and the water balance of the mediterranean sea. *Water Resources Research*, **18**, 83–90.
- **Perlmutter, A., L. Bogard and I. Pruginin., 1957.** Use of the estuarine and sea fi sh of the family Mugilidae (grey mullets) for pond culture in Israel. *Proc. Fish. Council. Mediterr.*, **FAO 4**: 289–304.
- **Perlmutter, A., I. Bogradand and J. Pruginin., 1957.** Use of the estuarine and sea fi sh of the family Mugilidae (grey mullets) for ponds culture in Israel. *Proc. Gen. Fish. Council. Mediterr.* **4**: 289–304.
- **Phelan, J.M., Finnegan, D.L., Ballantine, D.S., Zoller, W.H., Hart, M.A. et Moyers, J., 1982.** Airboneaerosls measurements in the quiescent plume of Mount St. Helen in September, 1980. *Journal ofGeophysics Research*, **90**(1093-1096).
- **Phillips, D. J. H., et Rainbow,P.S., 1994.** Biomonitoring of trace aquatic contaminants. *Environmental management series.* Aldenn Press Ltd, Oxford: 371p.
- **Phillips, D.J.H., 1995.** The chemistries and environmental fates of trace metals and organochlorines in aquatic ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.* , **31** (4–12) : 193–200.
- **Phillis, D.J.H., 1980.** Quantitative aquatic biological indicators. *Pollution monitoring series.* London.
- **Pierron, F., Baudrimon,t M., Bossy, A., Bourdineaud, J.P., Brethes D., Elie P. & J.c. Massabuau, 2007.** Impairment of lipid storage by cadmium in the European eel(*Anguilla anguilla*). *Aquatic Toxicology*, **81** : 304–311.
- **Pierron, F., Baudrimont, M., Gonzalez, P., Bourdineaud, J.P., Elie, P. & J.C. Massabuau, 2007.** Common Pattern of Gene Expression in Response to Hypoxia orCadmium in the Gills of the European Glass Eel (*Anguilla anguilla*). *Environ. Sci. Technol.*,**41** (8) : 3005–3011.
- **Pierron, F., Baudrimont, M., Lucia M., Durrieu G., Massabuau J.-C. & P. Elie. 2008.**Cadmium uptake by the European eel: Trophic transfer in field and experimental investigations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **70** (1) : 10–19.
- **Pillay, T.V.R., 1951.** Structure and development of the scales of fi ve species of grey mullets of Bengal. *Proc. Nat. Inst. Sci. India* **17**: 413–24.

- **Plumlee, G.S. et Ziegler, T.L., 2003.** The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 264-310.
- **Plumlee, G.S. et Ziegler, T.L., 2003.** The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 264-310.
- **Polechonski, R., Dobicki W, 2002.** Accumulation of Heavy Metals (Pb, Hg, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn) in Fish Tissues of Predominant Species in Ichtiofauna from Wojnowskie Lakes. *Pol. J. Environ. Stud.* 11, 1-7, 5-9.
- **Poncin, P., 1996.** La reproduction des poissons de nos rivières. Fédération sportive des pêcheurs francophones de Belgique, ASBL, Bruxelles: 80 p.
- **Pourriot R. & Meybeck M., 1995.** Limnologie générale. Masson, Paris. Collection *press, Belle W. Baruch libr. Mar. Sci., Il: 1-24.*
- **Price, N. M. & Morel, F. M. M., 1990 .** Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. *Nature* 344(6267): 658-660. Produced water, *Elsevier Science Publishers*, Amsterdam.
- **Pyle, G.G. Rajotte J.W. Couture P., 2005.** Effects of industrial metals on wild fish populations along a metal contamination gradient. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 61 287–312.

Q

- **Qasim, S.Z., 1973a.** An appraisal of the studies on maturation and spawning in marine teleosts from the Indian waters. *Indian J. Fish.*, 20: 166-181.

R

- **R.N.O, (1974-2004) .** Surveillance du milieu marin. Bulletins annuels édités par l'Ifremer et le Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement.
- **Rainbow, P. S., 1990 .** Heavy metal levels in marine environment. Heavy metals in the marine environments. R. W. Furness, P. S. Rainbow et C. Press, CRC Press, Boca Raton: 68-79.
- **Rais, Ch. Et I. Turki., 1989.** Empoisonnement de la retenue de barrage Bir M'Chergua par des mugilidés. *Bull. Inst. Nat. Scien. Tech. Océanogr. Pêche. Salammbô*, vol. 16, 1989.
- **Raju, K., Vijayaraghavan, K., Seshachalam, S., Muthumanickam, J ., 2010 .** Impact of anthropogenic input on physicochemical parameters and trace metals in marine surface sediments from the Ayeyarwady (Irrawaddy) continental shelf, northern Andaman Sea. *Marine Chemistry*; 111: 137-150.
- **Ramade F., 2011.** *Introduction à l'écochimie les substances chimiques de l'écosphère à l'homme*. Ed, Lavoisier. paris : 828 p.
- **Rand, G.M., Wells, P.G. and McCarthy, L.S., 1995.** Introduction to Aquatic Toxicology. In: *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment*, (Ed. by G. M. Rand). Taylor & Francis, Etats-Unis.
- **Reay, P.J. and V. Cornell., 1988.** Identifi cation of grey mullet (Teleostei: Mugilidae) juveniles from British waters. *J. Fish Biol.* 32: 95–99.
- **Rejomon G. Nair M. Joseph T., 2009.** Trace metal dynamics in fishes from the southwest coast of India. *Environ. Monit. Assess.* 167 243–255.
- **Render JH, Thompson BA, Allen RL . 1995.** Reproductive development of striped mullet in Louisiana estuarine waters with notes on the applicability of reproductive assessment methods for isochronal species. *Trans Am Fish Soc* 124: 26-36.
- **Reyms-Keller, A., Olson. E., McGaw, M., Oray, C, Carlson, O et Beaty B., 1998.** *Ecotoxicol Environ Saf*; 39: 41-47.
- **Ribera, D., Labrot, F., Tisnerat, G., 1996 .** Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. *Reviews in Environmental Contamintaion and Toxicology*; 146: 53-89.

- **Ricker, W. E., 1971** - Methods for Assessment of fish Production in Fresh Waters IBP. Handbook 348 p. 3.
- **Riede, K., 2004** . Global register of migratory species - from global to regional scales. Final Report of the R&D-Projekt 808 05 081. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany. 329 p.
- **Rietzler, A.C., Fonseca, A.L., Lopes, G.P., 2001.** Heavy metals in tributaries of Pampulha reservoir. Minas Gerais. *Brazilian Journal of Biology*, **61**: 363-370.
- **Roach, A.C., Maher, W., Krikowa, F., 2007.** Assessment of Metals in Fish from Lake Macquarie New South Wales Australia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **54** 292–308.
- **Robinson A.R., Leslie W.G., Theocharis A. et Lascaratos A., 2001.** Mediterranean Sea circulation, in *Encyclopedia of Ocean Sciences*, edited by J. H. Steele et al., 1689– 1705 pp., Elsevier, New York.
- **Robinson, M. S., Anthony, T. R., Littau, S. R., Herckes, P., Nelson, X., Poplin, G. S. & Burgess, J. L., 2008** .Occupational PAH exposures during prescribed pile burns. *Ann. Occ. Hyg.* **52**(6): 497–508.
- **Robinson, W. R., Peters, R. H. & Zimmerman, J. 1983** . The effects of body size and temperature on metabolic rate of organisms. *Canadian Journal of Zoology*,**61**: 281-288.
- **Roesijadi, G., 1994** . Metallothionein induction as a measure of response to metal exposure in aquatic animals. *Environmental Health Perspectives*, **102**: 91-96.
- **Romero, J.A., Comín, F.A., García C., 1999.** Restored wetlands as filters to remove nitrogen. *Chemosphere* **39** 323–332.
- **Roots, O., Järv, L., and Simm, M., 2004.** DDT and PCB concentrations dependency on the biology and domicile of fish: an example of perch (*Perca fluviatilis* L.) in Estonian coastal sea. *Fresen. Environ. Bull.*, **13**, 620–625.
- **Ross, S.M., 1994** . Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley & Sons Ltd.
- **Rossi, A.R., D. Crosetti and S. Livi., 2015.** Genetics of Mugilidae. In: D. Crosetti and S. Blaber (eds). *Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae)*. CRC Press, Boca Raton, USA (book).
- **Rossi, A.R., M. Capula, D. Crosetti, L. Sola and D.E. Campton., 1998a.** Allozyme variation in global populations of striped mullet, *Mugil cephalus* (Pisces: Mugilidae). *Mar. Biol.* **131**: 203–212.
- **Rossignol, M., 1955.** - Premières observations sur la biologie des sardinelles dans la région de Pointe-Noire (*Sardinella eba* Val., *Sardinella aurifa* Val.). *Rapp. Cons. perm. inf. Explor. Mer*, **137**, pp. 17-26.
- **Rotchell, J.M., Clarke, K.R., Newton, L.C., Bird, D.J., 2001-** Hepatic métallothioneines as a biomarker for metal contamination: age effects and seasonal variation in European flounders (*Pleuronectes flesus*) from the Severn Estuary and Bristol Channel. *Marine Environmental Research*, **52**, 151–171.
- **Rouane, O., Belhaouari, B., & Boutiba, Z., 2012** - Trace element concentrations (Zn, Cu, Pb and Cd) in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* from Oran Harbour (Oran Bay, Algerian west coast). *J. Appl. Environ. Biol. Sci.*, **2**(9)446-452.
- **Ruiz, AE.& Fondacaro, RR., 1997** . Diet of hake (*Merluccius hubbsi* Marini) in a spawning and nursery area within Patagonian shelf waters. *Fisheries Research*. **30**(1-2): 157 160.
- **Ruiz-Pino, D. P., Jeandel, C., Berthoux, J. P. & Minste, J. F., 1990** .Are the trace metal cycles balanced in the Mediterranean Sea? *Global and Planetary Change*, **2**(3-4): 369-388.
- **Ruiz-Pino, D. P., Nicolas, E., Bethoux, J. P. & Lambert, C. E., 1991** . Zinc budget in the Mediterranean Sea: A hypothesis for non steady-state behavior. *Mar. Chem.* **33**(1-2): 145-169.

S

- **Sadiq, M., 1992** - Toxic metal chemistry in marine environments. Ed. Marcell Dekker, INC, 390p.
- **Saeed, S.M., 2013.** Impact of environmental parameters on fish condition and quality in Lake Edku, Egypt. *Egypt. J. Aquat. Biol. Fish.* **2013**;17(1):101–112.

- **Saliot, A., 2005.** The Mediterranean Sea. Handbook of Environmental Chemistry, 5, Springer, 413 pp.
- **Sandor Z. Csengeri I. Oncsik M.B. Alexis M.N. Zubcova E., 2001.** Trace metal levels in freshwater fish sediment and water. Environ. Sci. Pollut. Res. 8 265–268.
- **Santos, J.N.S, Araùjo, F.G., Silva, M.A., Vasconcellos, R.M., 2007.** Sex ratio and sexual dimorphism of the *Anchoa anchoa januaria* (Actinopterygii, Engraulidae) in a tropical bay in southeastern Brazil. *J. Fish Biol.*, **71**: 877–888.
- **Schroeder, D.C. et Lee G.F., 1975 .** Potential transformations of chromium in natural waters. *Water Air Soil Pollut.* 4: 355.
- **Schwartz, D ., 1983 .** Méthodes statistiques à l’usage des médecins et des biologistes. Flammarion Ed., 3^{ème} Ed., 7^{ème} tirage: 318p.
- **Schwartz, D., 1992.** méthode statistiques à l’usage des médecins et des biologistes, Ed (15^{ème}). FlammarionMédecin Sciences (Paris), France, 1-301.
- **Scotton, L.N., Smith, R.E., Smith, .N.S, Price, K.S., de Sylva, D.P., 1973.** Pictorial guide to fish larvae of Delaware Bay: with information and bibliographies useful for the study of fish larvae. Delaware Bay Report Series. College of Marine Studies, University of Delaware p: 205.
- **Senou, H., 1988.** Phylogenetic Interrelationships of the Mulletts (Pisces: Mugilidae) Tokyo University. Ph.D. Thesis (In Japanese).
- **Serventi, M., I.J. Harrison, P. Torriecelli and G. Gandolfi ., 1996.** The use of pigmentation and morphological characters to identify Italian mullet fry. *J. Fish Biol.* 49: 1163–1173.
- **Shugart, L. R., 1990.** Biological monitoring: testing for genotoxicity. In: *Biomarkers of environmental contamination* (eds. McCarthy J. F., Shugart L. R.), pp. 205-216. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton.
- **Shung, S.H., 1977.** Studies on the catch and fishery biology of *Mugil cephalus* in 1975. *Bulletin of Taiwan Fisheries Research Institute* 28: 123-133.
- **Sies H ., 1991.** Oxidative stress introduction. In : Sies H. (ed.), *Oxidative stress oxidants and antioxidants*, Academic Press, San Diego, p. 1-15.
- **Simkiss, K., Taylor,M., et Mason,A.Z., 1982.** Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs." *Mar. Biol. Letters* 3: 197-201.
- **Simm, M. and Kotta, J., 2000.** Changes in copper and cadmium content of male herring in relation to Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol., 49, 327–334.
- **Somero, G.N., Chow T.J., Yancey PH., & Snyder C.B., 1977-** Lead accumulation in tissues of the estuarine teleost fish. (*Gillichthys mirabilis*): salinity and temperature effects. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 6: 337-348.
- **Somero, G.N., Chow, T.J., Yancey, PH., & Snyder, C.B., 1977.** Lead accumulation in tissues of the estuarine teleost fish. (*Gillichthys mirabilis*): salinity and temperature effects. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 6: 337-348.
- **Somot, S., 2005.** Modélisation Climatique du Bassin Méditerranéen: Variabilité et Scénarios de Changement Climatique. Université de Toulouse III-Paul Sabatier, Thèse de doctorat soutenue le 13 décembre.
- **Song, J.K., 1981.** Chinese mugilid fishes and morphology of their cephalic lateral line canals. *Sinozoologia* 1: 9–21.
- **Sparre, P., 1987.** Computer Programs for Fish Stock Assessment: Length-Based Fish Stock Assessment for Apple II Computers. *Food and Agriculture Organization*, Rome, ISBN-13: 9789251025949: 218p.
- **Springer, M.D., M.C., Intosh A. & M. Hoenigs, 1992.** Concentration of trace elements in yellow perch from six aquatic lakes. *Water air soil blutt.*, 37: 375–388.

- **Stanek, Magdalena , Dąbrowski Janusz , Rózański Szymon , Janicki Bogdan , and Długosz Jacek , 2017.** Heavy Metals Bioaccumulation in Tissues of Spiny-Cheek Crayfish (*Orconectes limosus*) from Lake Gopło: Effect of Age and Sex. *Bull Environ Contam Toxicol.* 2017; 98(6): 740–746.
- **Stearns, D.M., Yazzie, M., Bradley, A.S ., 2005.** Uranyl acetate induces hprt mutations and uranium-DNA adducts in Chinese hamster ovary EM9 cells. *Mutagenesis*; 20 ,6: 417-423.
- **Stumm, W et Morgan, J.J., 1996 .** *Aquatic Chemistry*, 3rd edition. , Wiley-Interscience Publication, New York.
- **Sunny, K.G., 1971.** Morphology of the vertebral column of *Mugil macrolepis* (Smith). *Bull. Dep. Mar. Oceanogr. Univ. Cochín.* 5: 101–108.
- **Swanson, S.M ., 1985.** Food-chain transfer of U-series radionuclides in a northern Saskatchewan aquatic system. *Health Physics*; 49 5 : 747-770.
- **Swanson, S.M., 1982.** Levels and effects of radionuclides in aquatic fauna of the Beaverlodge Area (Saskatchewan), in S. Publication, ed., No. C-806-5-E-82, Saskatoon, Saskatchewan Research Council, p. 187.
- **Swanson, S.M., 1983.** Levels of ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb and total U in fish near a Saskatchewan uranium mine and mill. *Health Physics*; 45 1: 67-80.
- **Sylla, S., Atsé, B.C., Kouassi, N.J., 2009.** Stratégie de reproduction du Carangidae *Trachinotus teraia* Cuvier, 1832 dans la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Sci. Nat.*, **6**(1): 83 – 94.
- **Szarek-Gwiazda, E., & Amirowicz, A. , 2006.** Bioaccumulation of trace elements in roach, silver bream, rudd, and perch living in an inundated open-cast sulphur mine. *Aquatic Ecology*. doi:10.1007/s10452-004-7341-3.
- **Szefer P., Domaga M., Wieloszewska A., Warzocha J., Garbacik-Weso Owska A. & T. Ciesielski, 2003.** Distribution and relationships of mercury, lead, cadmium, copper and zinc in perch (*Perca fluviatilis*) from the Pomeranian Bay and Szczecin Lagoon, southern Baltic. *Food Chemistry*, 81 (1) : 73–83.
- **Szefer P., Domagala-Wieloszewska M., Warzocha J., Garbacik-Wesolowska A., Ciesielski T., 2002.** Distribution and relationships of mercury, lead, cadmium and zinc in perch (*Perca fluviatilis*) from the Pomeranian Bay and Szczecin Lagoon, southern Baltic. *Food Chemistry*. ArcitJe in Press, on line 2002.

T

- **Tang, W.-C., 1987.** Chinese medicinal materials from the sea. *Abstracts of Chinese Medicine* 1(4):571-600.
- **Taning, A.V., 1938.** A method for cutting section of otoliths of cod and other fish. *Journal du Conseil*, vol. XIII (2) : 213-216.
- **Taranger, G. L., Carrillo, M., Schulz, R. W., Fontaine, P., Zanuy, S., Felip, A., weltzien, F.A., Dufour, S., Karlsen, O., Norberg, B., Andersson, E. & Hansen, T., 2010 .** Control of puberty in farmed fish." *General and Comparative Endocrinology* 165(3): 483-515.
- **Tepe, Y., Tu` rkmen, M., Tu` rkmen, A., 2008.** Assessment of heavy metals in two commercial fish species of four Turkish seas. *Environmental Monitoring and Assessment* 146, 277–284.
- **Thomson, J.M., 1966.** The grey Mulletts. *Annu. Rev. Oceanogr. Mar. Biol.* 4: 301–335.
- **Thomson, J.M., 1981.** The taxonomy of grey mullets. pp. 1–12. In: O.H. Oren (ed.). *Aquaculture of Grey Mulletts*. IBP, 26, Cambridge University Press, Cambridge
- **Thomson, J.M., 1997.** The Mugilidae of the world. *Mem. Queensl. Mus.* 43: 457–562.
- **Thomson, J.M., 1963.** Mullet life history strategies. *Austr. J. Sci.* 25:414-416.
- **Thomson, J.M., 1986.** Mugilidae. p. 344-349. In J. Daget, J.-P. Gosse and D.F.E. Thys van den Audenaerde (eds.) *Check-list of the freshwater fishes of Africa (CLOFFA)*. ISBN, Brussels, MRAC; Tervuren; and ORSTOM, Paris. Vol. 2.

- **Toft, G., Baatrup, E., Guillette LJ., 2004.** Altered social behavior and sexual characteristics in mosquito fish (*Gambusia holbrooki*) living downstream of a paper mill. *Aqua. Toxicol.* 70:213–222.
- **Tomkiewicz, J., Morgan, M.J., Burnett, J. & Saborido-Rey, F., 2003.** Available information for estimating reproductive potential of Northwest Atlantic Ground fish stock. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 33: 1–21.
- **Touarsi, Begoug., 2000.** Indice de la contamination de la moule (*Mytilus galloprovincialis*) du port d'Oran. *Mémoire de D.E.S.* Université d'Oran, 81p.
- **Tsui, M.T.K. & Wang, W.X., 2004 .** Temperature influences on the accumulation and elimination of mercury in a freshwater cladoceran, *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 70(3): 245-256.
- **Turley, C.M., 1999.** The changing Mediterranean Sea—a sensitive ecosystem? *Progress in Oceanography*, 44, 387–400.

U

- **Ure, A.M., Davidson, C.M ., 2002.** Chemical speciation in the environment. Blackwell Publishing, Oxford, England.
- **Ursin, E., 1967.** A mathematical model of some aspects of fish growth, respiration and mortality. *J. Fish. Res. Can.*, 13: 2355-2454 p. Tesch F.W., 1968. Age and growth. eplt of fish production in flesh avaters, Ricker W.E. (&-I.), Blachvell Sciences Publications, Oxford & Edinburgh, 98-130.
- **Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P. et Tachet, H.,2000.** Biomotiroring through biological traits of benthic macroinvertebrates : how to use species trait database? *Hydrobiologia* 422/423, 153-162.

V

- **Van der Elst, R.P. and J.H. Wallace., 1976.** Identifi cation of the juvenile mullet of the east coast of South Africa. *J. Fish Biol.* 9: 371–374.
- **Viale-Pichod., 1977.** Ecologie des cétacés en Méditerranée nord-occidental : leur place dans l'écosystème, leur réaction à la pollution marine par les métaux. Thèse de Doctorat d'Etat. Sciences Naturelles, Univ. Pierre et Marie-Curie, Paris vi : 312p .
- **Vighi, M., 1981-** Lead uptake and release in an experimental chain. *Ecotoxicol Environ Saf*, 5, 177-193.
- **Von Bertalanffy L., 1938.** A quantitative theory of organic growth (inquiry on growth laws II). *Hum Biol* 10:181–213.

W

- **Waite, D.T, Joshi, S.R et Sommerstad, H., 1988.** The effect of uranium mine tailings on radionuclide concentrations in Langley Bay, Saskatchewan, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*; 17 3: 373-380.
- **Wang, W., et Fisher,NS ., 1998a.** Accumulation of trace elements in a marine copepod." *Limnol. Oceanogr.* 43: pp.273-283.
- **Wang, W.-X., et Fisher,N.S., 1997a .** Modeling metal bioavailability for marine mussels." *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 151: pp.39-65.
- **Wang, W.X., et Fisher,N.S., 1997b.** Modeling the influence of body size on trace element accumulation in the mussel *Mytilus edulis*." *Mar. Ecol. Prog. Ser* 161: pp.103-115.
- **Wang, W.X., et Wong,R.C.K., 2003.** Combined effects of food quantity and quality on Cd, Cr and Zn assimilation to the green mussel *Perna viridis*." *J. Exp. Mar. Biol. Ecol* (1): pp.49-69.

- **Watling, H.R., 1983-** Accumulation of seven metals by *Crassostrea gigas*, *Crassostrea margaritaceae*, *Perna perna*, and *Choromytilus meridionalis*. *Bull Environ Contam Torica*, 30, 317-322.
- **Weatherly, A. H. and Gill H. S., 1987.** The Biology of Fish Growth. Academic Press, London.
- **Wedepohl, K.H., 1995.** The composition of continental crust. *Geochimica and cosmochimica Acta*. 59(7): 1217-1232.
- **Weis D. J & Weis P., 1977-** Effects of heavy metals on developpement of the Killifish, *Fundulus heteroclitus*. *J. Fish. Biol.*, 11: 49-54.
- **Whitfield, A.K., J. Panfili and J.D. Durand., 2012.** A global review of the cosmopolitan flathead mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758 (Teleostei: Mugilidae), with emphasis on the biology, genetics, ecology and fisheries aspects of this apparent species complex. *Rev. Fish Biol.* 22: 641–681.
- **Wiedemann Smith, S., 1968.** Otolith age reading by means of surface structure examination. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 32: 270- 277.
- **Wikipedia. 2016.** Flathead grey mullet. https://en.wikipedia.org/wiki/Flathead_grey_mullet, downloaded on 16 October 2016. <http://www.ifish4life.com/stripped-mullet.html>, downloaded 15 November 2016]
- **Williams, T. & Bedford, B.C., 1974.** The use of otoliths for age determination. In *The ageing of fish* (Bagenal, T.B., ed.) In : T.B. Bagenal (Eds.) *Ageing of Fish. Proceedings of an International Symposium.* Old Workings Surrey England Unwin Brothers . 114- 123.
- **Wright PJ, Panfili J, Morales-Nin B, Geffen AJ., 2002a.** Otoliths. In: Panfili J, de Pontual H, Troadec H, Wright PJ .*Manual of fish sclerochronology.* Ifremer-IRD, Plouzané, p 31–57.

Y

- **Yashou, A. & E. Berner-Samsonov., 1970.** – Contribution to the knowledge of eggs and early larval stages of mullets (Mugilidae) along the Israeli coast. *Bamidgeh*, 2: 72-89.
- **Yilmaz F., Ozdemir N., Demirak A., and Tuna L., 2006 .** A heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chemistry* 100(2): 830-835.
- **Yilmaz hasan, 2005 .** Evaluation and analysis of environmental noise *pollution* in the city of Erzurum, Turkey. *Int. J. of Environment and Pollution* Vol.23, No.4.
- **Yilmaz, 2009.** The Comparison of Heavy Metal Concentrations (Cd, Cu, Mn, Lead, and Zinc) in Tissues of Three Economically Important Fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) Inhabiting Köycegiz Lake-Mugla (Turkey) *Turkish Journal of Science & Technology* Volume 4, No 1,7-15, 2009 fish consumption. *Sci Total Environ* 2003; 302(1-3), 109-26.
- **Yilmaz, A. B., 2003.** Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb and Zn) in tissues of *Mugil cephalus* and *Trachurus mediterraneus* from Iskenderun Bay, Turkey. *Environ. Res.*, 92, 277–281.

Z

- **Zeghdoudi, E., 2006.** Modélisation bioéconomique des pêcheries méditerranéennes. Application aux petits pélagiques de la baie de BouIsmaïl.
- **Zeina, O.N., 1987.** Brachiopods collected by benthic cruise in the Mosambique Channel. *Bulletin du Muséum National de l'Histoire Naturelle de Paris*, 9(3) : 551–563.
- **Zimmermann, S., Baumann, U., Taraschek, H. & B. Sures, 2004.** Accumulation and distribution of platinum and rhodium in the European eel *Anguilla anguilla* following aqueous exposure to metal salts. *Envir. Pollution*, 127 : 195–202.
- **Zubcov, N., Zubcov, E., Schlenk, D., 2008.** The dynamics of metals in fish from Dniester and Prut rivers (Moldova). *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res.* 6 51–58.
- **Zyadah, MA., 1999.** Accumulation of Some Heavy Metals In *Tilapia Zilli* Organs From Lake Manzalah, Egypt. *Tr. J. Of Zoology* 23: 365-372.

Annexes

Rapport-Gratuit.com

Activités scientifiques

Bouhadiba, S., Belhoucine, F., Belhadj, H., Alioua A. et Boutiba Z., 2017. Quantification of two metallic elements in the Mullet, *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 (Perciformes Mugilidae), fished at the bay of Oran (NW Algeria) .Biodiversity Journal, 8 (3): 807-818.

Bouhadiba, S., Belhoucine, F., Alioua, A., Boutiba, Z., 2017. Evaluation of the metal concentration of copper in the mullet (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) fishing in the Bay of Oran. Journal of Biodiversity and Environmental Sciences. Vol. 11, No. 1, p. 240-246.

Bouhadiba, S., Belhoucine, F., Habar, F., Alioua, A., Benhabara, R., Boutiba Z., 2015 . Accumulation of Two Metallic Elements (Zn, Pb) in the Mule (Flathead Grey Mullet Linnaeus 1758) Fishing in the Bay of Oran. International journal of scientific research in science and technology. (1) 6: 15-19.

Quantification of two metallic elements in the Mullet, *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 (Perciformes Mugilidae), fished at the bay of Oran (NW Algeria)

Bouhadiba Sultana^{1*}, Belhoucine Fatma¹, Belhadj Hanane², Alioua Amel³ & Boutiba Zitouni¹

¹Environmental Monitoring Network, Department of Biology, Faculty of Natural Sciences and Life, University of Oran 1- Ahmed Ben Bella, BP 1524 ELM_Naouer 31000 Oran, Algeria

²High School of Biological Science, Oran, Algeria

³University of Science and Technology of Oran, Department of Biotechnology, Faculty of Natural Sciences and Life. USTO-MB (Mohamed BOUDIAF), Algeria

*Corresponding author, e-mail: sultanabouhadiba@yahoo.fr

ABSTRACT

Aware of the problem of marine pollution, the Algerian authorities and the national scientific community are increasingly interested in environmental studies, with a view to assessing risks and protecting our coastal ecosystem. For this reason, several studies are carried out on the studies of the degree of contamination of the Algerian coasts as well as the fishery products. This research is partly rooted in a monitoring mission to conduct an integrated study of the marine environment. The objectives of this work are oriented towards societal questions and to provide elements of assistance to the management of this environment for the local actors. This study focused on the evaluation of the concentrations of the two heavy metals Lead (Pb) and Zinc (Zn) in Mullet, *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 (Perciformes Mugilidae), caught in the Oran bays. This fish reflects very well the quality of its biotope; it is a very abundant species in Algerian coastal waters and very appreciated by the Algerian consumer. The harvesting campaigns were carried out for fourteen months from February 2012 to March 2013, the quantification of heavy metal concentrations was carried out in three organs: liver (the detoxification organ), gonads (the reproductive organs) and flesh (representing the part consumed by humans). Heavy metal concentrations were determined by Flame Atomic Absorption Spectrophotometry as a function of several parameters. The mean concentrations of Lead and Zinc in muscle, liver and fish gonads in Oran Bay are below standards, i.e. the grades are generally low in the two metals studied and do not exceed the normative limits required in fish. This study indicates a limited bioavailability of two metals (Lead and Zinc) in the fishery products. Results of biochemical analysis revealed metallic contents below the maximum allowable doses (D.M.A), which other studies have confirmed. These heavy metals are present at low concentrations in nature and in living organisms.

KEY WORDS

marine pollution; fishing products; heavy metals; *Mugil cephalus*; Oran Bay.

Received 16.06.2017; accepted 30.07.2017; printed 30.09.2017

INTRODUCTION

Ensuring the safety of food of animal origin, offered to consumers, is one of the priority concerns

of food safety. Nowadays, and for this purpose, many preventive and repressive programs are regularly carried out in the national sphere and internationally.



Given the industrial and human activities, several compounds and toxic elements are thrown into the marine environment, causing deterioration in the quality of marine waters, nuisance in aquatic organisms, and especially a threat to human health. In this study we found it necessary to raise awareness of the most feared pollutants for the marine environment and their involvement in the bioaccumulation phenomena in food chains and beyond to raise the importance of knowledge about biochemical risks and marine pollution to preserve human health and environmental quality.

It has become essential to monitor the quality of the marine environment, especially since it alone covers 71% of the planet's surface. Monitoring programs require targeted monitoring and controls, limited over time to identify infringements and non-conformities. Also, to take corrective measures to establish an adequate control plan (Baghdadi, 2012).

Aquatic environments are today the receptacle of effluents and industrial and urban waste often toxic to living organisms (Taleb & Boutiba, 2007).

Contamination of fish requires monitoring and analysis of potentially hazardous toxic elements. These metallic elements have natural trace components of the aquatic environment, but their levels have increased due to several activities (industrial, agricultural and mining). As a result, fish are exposed to high levels of these metallic elements (Ünlü & Ümgüm, 1993; Kalay & Canli, 2000).

This study constitutes a first non-exhaustive approach to better know through the fish the state of contamination of the natural environment and to

provide answers to the questions raised by the laboratory study of the network of environmental monitoring of Oran-Algeria (LRSE).

Some heavy metals are essential in minimal amounts for normal growth and development of these fish such as zinc, and others do not have biological significance such as lead (Nemesok & Hughes, 1988; Kalay & Canli, 2000).

Monitoring of metal concentrations in the environment does not provide direct information on bioavailable concentrations in ecosystems and understanding of contamination processes. It is in this context that Goldberg (1975) proposed monitoring contaminant concentrations in living organisms, such as fish to monitor environments and their levels of contamination. It is the principle of "quantitative bio-indicators" based on the fact that marine organisms accumulate contaminants (Garrigues et al., 2002). It is in this context that we chose our coastal species, *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 (Perciformes Mugilidae) which is located in the study area (Medifaune, 2002); this type of fish is also appreciated by the population of the Algerian coast.

For other references see Goldberg et al. (1978), Denton & Burdon-Jones (1981), Legorburu et al. (1988), Attrassi & Saghi (1992), Yilmaz (2003) and Yadav et al. (2012).

MATERIAL AND METHODS

Study area

The Algerian basin is located to the south-western Mediterranean basin between latitudes 35°00.00' and 40°00.00' N and longitudes 2°00.00' and 7°00.00' W and 45°00.00' E. It is located east of the Alboran Sea, between Algeria to the south, the Balearic Islands in the north-west and north-east of Sardinia (Benzohra & Millot, 1995). The Bay of Oran (Fig. 1) is located in north-west of Algeria and south-west of the Mediterranean, it belongs to the coastal mountains Tel-Septentrional (Jebel Murdjadjo and Khar) (Leclaire, 1972). The coast of Oran is bordered by cliffs which are located, in particular, at Cape Falco (Boutiba, 2007). It occupies the central part of the Oranan coastline and opens from west to east; it is bordered on 30 km of elevated land and draws a semi-circular almost regular from Cape Falcon to Cape Aiguille.

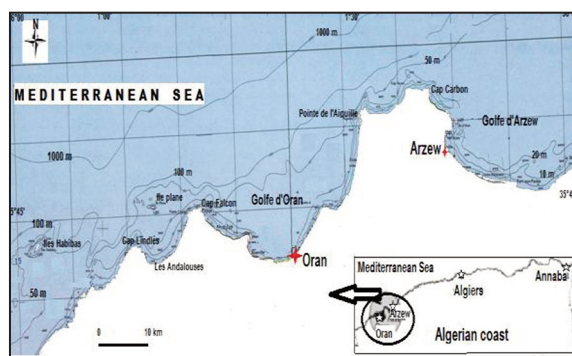


Figure 1. Geographical position of the study area: the Bay of Oran (Belhoucine et al., 2014)

Sample collection

The samples were taken along the Oran Bay by calling local fishermen and harvesters directly after entering the harbor. Harvesting campaigns were carried out monthly for 14 months from February 2012 to March 2013. Each harvest consists of 10 to 15 samples, harvesting of the fishes is done so that the samples are diversified by different sizes and weights, in order to be able to reflect the variation of the concentrations of the metal elements present in their environments. The samples used for the determination of the heavy metal content were packed in plastic bags and kept in a cooler equipped with Pb storage batteries. The samples were sent directly to the Environmental Monitoring Laboratory (LRSE) of the Department of Biology at the University of Oran for sample preparation and subsequent analysis.

Each sample was placed in an individual packaging guaranteeing its integrity and bearing an identification code ensuring its traceability. It was also accompanied by a sampling form.

Sample processing

The destination laboratory is initially responsible for preparing the samples (Homogenization and constitution of the samples to be analyzed).

The aim of this section is to describe the method for the determination of heavy metals in mugil by atomic absorption spectrophotometry. The principle of the method consists firstly in wet mineralization because any search for a mineral toxicant fixed in the organs always requires mineralization which results in a complete degradation of the organic matter (Amiard et al., 1987). We have opted for wet mineralization because it minimizes the loss of volatile organometallic compounds during drying (FAO, 1977), followed by an atomic absorption spectrophotometric assay (Casas et al., 2007; Ghanjaoui, 2009; Boumehres, 2010).

In order to obtain a homogeneous solution, the protocol used can be summarized as follows:

Weigh 1 g of fresh sample into the tube.

Add 1 ml Concentrated Nitric Acid.

Select the program for a temperature of 95 °C for one hour.

Cooling of the mineralizer by a water pump.

Fill or adjust the sample to 4 ml with distilled water.

The final solution is poured into the Atomic Absorption Spectrometry (SAA) buckets which allow the detection of low levels of metals and mineral elements in the solutions.

Statistical analysis

All the data was collected according to the matrices studied in Excel files and then processed with the software Statistica. To compare the mean concentrations of heavy metals according to several parameters (organs, sex, months), an analysis of variance was applied to test the influence of the variables (season and year).

The Student t-test (Testing Expectations of Equalities: Two Observations of Equal Variance) was used to estimate the magnitude of the differences in concentrations of metal pollutants.

The purpose of the analysis of the variance is to test the presence of significant or not significant differences between averages. This analysis is applied to estimate the contribution of each factor to the variance of the dependent variable.

The purpose of the Principal Component Analysis (ACP) is to summarize the data structure described by the quantitative variables, while obtaining correlated or uncorrelated factors.

RESULTS AND DISCUSSION

Variations of the percentages of the average concentrations of heavy metals present in the sample

The coastal marine environment has a certain specificity compared to other environments: it is the ultimate receiving environment for terrestrial pollution (the biologically richest area), and the environment where numerous activities are developed (fishing and marine cultures, tourism, etc.). This medium is therefore vulnerable to a multitude of exogenous substances (Mahyaoui et al., 1989; Boumehres, 2010). Today, marine biodiversity is weakened by various types of pollutants (Moukrim et al., 2000; Banaoui et al., 2004; Marchand, 2008; El Morhit, 2009). Chemicals are among the pollutants involved in the erosion of marine biodiversity. In this case, flora and fauna can be considerably impoverished not only quantitatively, but also qualitatively (Ramade, 1993; El Morhit, 2009).

The analyses revealed the presence of very heterogeneous values of trace metals. The most important contamination concerns zinc, which represents 94%, as opposed to lead contamination, which represents 6% (Figure 1). The level of heavy metals in the different species depends mainly on dietary habits (Amundsen et al., 1997; Romeo et al., 1999; Mormede & Davies 2001; Watanabe et al., 2003).

According to other authors, differences in metal concentrations are related to feeding and eating habits of benthic and pelagic fish species (Bustamente et al., 2003). Our species is a demersal detritivore regularly feeding on zooplankton mainly from industrial chemical releases, dead plants detritus, fish, crustaceans and Algae (Farrugio, 1975; Blaber, 1976; Tung, 1981; Cardona, 2000).

Bustamente et al. (2003) showed that benthic fish usually accumulate higher concentrations of heavy metals than pelagic fish. It is important to underline that there are several industrial areas (Sonatrach, Chemical ammoniac industries, and water purification stations) around the study site, which leads to the existence, in the marine environment, of trace elements which are transported to the ecosystems by atmospheric means (ie direct diffusion into the air) and through water currents (Arnac & Lassus, 1985; Maanan et al., 2004; Marchand, 2008).

The presence of Lead in coastal ecosystems is mainly due to a strong anthropogenic influence (Sunda, 1989; Vasquez et al., 1994; Boumehres, 2010).

The high concentration of zinc is probably related to the presence of the Zinc electrolysis factory in Ghazaouet which is part of Algeria's north-western coastline; this factory uses seawater for the cooling of the sulfuric acid manufacturing facilities and certain facilities of the central thermal power factory. Water, which has been used for various purposes, is directly discharged into the sea (Bakalem, 1980).

Content of the heavy metals analyzed in the fish studied (in ppm of the wet weight):

Table 1 shows the concentrations of the two pollutants accumulated in *M. cephalus*. The Zinc concentrations range from 6 part(s) per million (ppm) to 25.9 ppm of the fresh weight of *Mugil cephalus*,

our results are confirmed by other similar works (Bat et al., 2012; Bouhadiba et al., 2015).

In addition, lower Lead concentrations were found between 1.02 ppm and 0.5 ppm, as also proved by Yilmaz (2008).

These results are in agreement with the experiments in the field of bioaccumulation of heavy metals in the organs of the species which is the subject of our experiment carried out at the LRSE (Environmental Monitoring Network- University of Oran1: Bouhadiba et al., 2015), this is similar for other species studied in the same laboratory: *Ossilinus turbinatus* (Von Born, 1778) (Belhaouari et al., 2011) and *Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758 (Belhoucine, 2014); the same is at the international level for other *Mugil* species (Uluozlu et al., 2007; Bat et al., 2012).

We found significant differences between Zinc and Lead concentrations (Statistica, $p < 0.05$).

Moreover, no trace above the detection threshold was found in the flesh of the individuals analyzed for Zinc. For Lead, all sampled sectors show little inter-individual variation.

Comparison of the heavy metal contents in Mugil cephalus with respect to the maximum permissible doses (D.M.A)

The values recorded in Table 2 show that the mean concentrations of Zinc and Lead are not very high respect to the Eligible Maximum Dose standards and therefore cannot cause acute toxicity.

Variation of the average concentrations according to the organs of Mugil cephalus

Analysis of metals in the three organs (ie, gonads, liver and muscle) shows a gap between the maximum zinc and minimum lead concentrations (Figure 2). Lead, a toxic metal, has many sources and is generally present in small quantities (Harrison et al., 1981; Rooney et al., 1999; El Morhit, 2009; Bouhadiba et al., 2015). The highest levels could be attributed to releases from industries loaded into this element that may be in the vicinity of these sites.

The Zinc concentrations recorded in the three organs are higher in the gonads than in the liver and muscle, respectively (24.08 ppm, 13.93 ppm and 13.85 ppm). On the other hand, it was found that

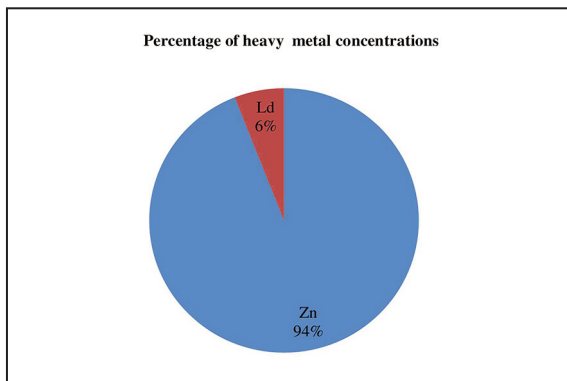


Figure 2. Changes in the percentages of mean concentrations of heavy metals in the sample.

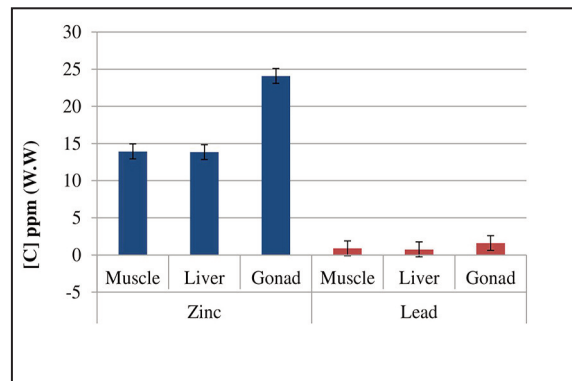


Figure 3. Variation of the mean concentrations of Zinc and Lead (ppm of w.w.) as a function of the organs of *Mugil cephalus*.

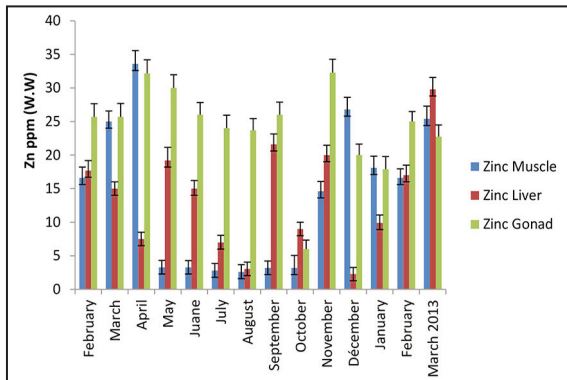


Figure 5. Monthly assessment of mean concentrations of Zinc (ppm of W.W.) in *Mugil cephalus*.

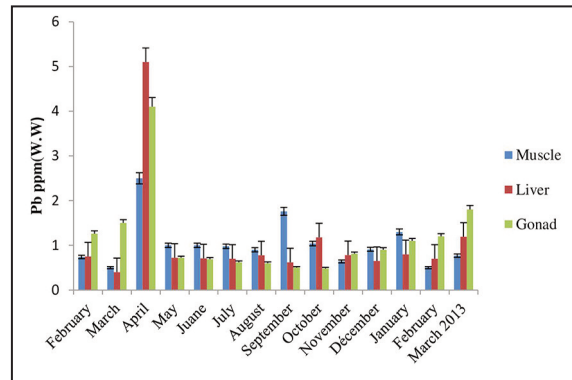


Figure 6. Seasonal variation in mean concentrations of lead (ppm of W.W.) in *Mugil cephalus*.

the differences in Lead concentrations at the three organs are low, which is of the order of (1.61 ppm) for the gonads, of (0.91ppm) for the muscle and (0.76 ppm) for the liver.

The high concentrations of Zinc recorded are explained by the fact that this element is essential in the metabolism of the cells in the enzymatic reactions as cofactor (Adeyeye et al., 1996).

In the literature, the authors state that fish meat usually has the lowest potential for accumulation of heavy metals, while the liver and kidneys have the highest potential (Lafaurie et al., 1981; Lafaurie, 1982; Hilmy et al., 1983; Dallinger et al., 1987; Chen & Chen, 1999), this data coincides with the results obtained in our *Mugil* species. Other studies have shown that heavy metals accumulate mainly in metabolic organs such as the liver which stores metals to detoxify by producing metallothioneins (Kargin & Erdem, 1991; Olsson, 1996).

The results of this study confirm that there are significant correlations between the concentrations of the two heavy metals.

This study presents a spatio-temporal evaluation of the chemical contamination of fishery products by determining the heavy metal content (Maanan et al., 2004; Glasby et al., 2004). The presence of Lead and Zinc in coastal ecosystems is mainly evidence of anthropogenic influence (Sunda, 1989; Vasquez et al., 1994; Boumehres, 2010).

Monthly assessment of mean heavy metal concentrations (ppm of W.W.) in *Mugil cephalus*

The levels of monthly variation of the metallic trace elements recorded are present in all organs and throughout the year. Size and sex parameters were not considered. Rise and fall episodes were recor-

ded in metallic trace element concentrations. Gonads accumulate more heavy metals than other organs.

1. Monthly evaluation of mean concentrations of Zinc (ppm of W.W.) in *Mugil cephalus*.

The highest mean concentration of Zinc is observed in April with the respective values of gonads, liver and muscle. There was also a significant drop in concentrations at the three organ levels in October.

2. Monthly assessment of mean concentrations of Lead (ppm of W.W.) in *Mugil cephalus*.

The rate of lead appears to be relatively homogeneous throughout the year, with the exception of April where Lead concentrations are high in the three organs (liver, gonad, muscle, 5.1, 4.1, 2.5 ppm). The accumulation of Lead in April is more intensive in the liver. The decrease in Lead was remarkable in May for the three organs (0.72, 0.72, 1 ppm, respectively).

The period of sexual resting of fish is a phase of gametogenesis which is characterized by an increased accumulation of nutritive reserves and stored in the form of carbohydrate, lipid and protein materials (Webb, 1979), and during the period of the laying, these nutrient reserves are drawn. Automatically the heavy metal concentrations fall (release of metals at that time) and the accumulation of reserves will resume slowly only at the beginning of the period of sexual rest (Webb, 1979).

In the Mediterranean, the different populations

of *M. cephalus* reproduce between June and October (Faouzi, 1938; Erman 1959; Morovic 1963; Farrugio 1975; Brusle & Brusle, 1977; Brusle, 1981). Which confirms the fall in heavy metal concentrations in specific months during the year.

Seasonal evaluation of mean heavy metal concentrations (ppm of W.W.) in *Mugil cephalus*

1. Seasonal evaluation of mean heavy metal concentrations (ppm of W.W.) in *Mugil cephalus*.

Figures 6 and 7 illustrate an increase in metallic trace elements during the spring season, and its resuming in autumn, which is consistent with the same results of the studies that assert that seasonal variation in grades depends on the season. Higher levels are recorded in spring and autumn (Essadaoui & Sif, 2001).

2. Study of the relationship: Lead and Zinc/season by ACP (Analysis in Main components).

The projection of the two sampling seasons on the factorial plane (1×2) made it possible to identify three distinct groups. In terms of the inertias of the factorial axes of the ACP, the F1 axis accounts for 64.89% of the point cloud information (lead and zinc concentrations according to the seasons) and the F2 axis only provides 35.11 % of information about the similarity between the concentrations of the seasons. The quadrants of the factorial plane make it possible to group the concentrations of the seasons to be compared and the axes divide them into groups and subgroups.

The projection of the variables of the different concentrations of lead and zinc obtained during the

<i>Mugil cephalus</i>		
Zinc	M±E	16.107±5.6
	i-x	6-25.9
Lead	M±E	1.020±0.75
	i-x	0.5-1.02

Table 1. Content of the heavy metals analyzed in the fish studied (in ppm of the Wet weight). M: medium, E: Standard deviation, i: Minimal, X: Maximal.

	Lead	Zinc
<i>Mugil cephalus</i> (present study)	1.02 m ppm W.W.	16.10 ppm W.W.
fishes	0.3 - 6 ppm dry.weight (b) 0.5 ppm W.W. (f)	5 mg/g dry.weight (g)

Table 2. Comparison of heavy metal contents in *Mugil cephalus* with respect to the maximum permissible doses (M.P.A). (b) GIPPM, 1973; (f) CSHPF, 1990; (g) NHMRC, 1992.

four seasons is divided into three distinct groups. The two selected factor plots F1xF2 or the inertia rate is 64.35%. The group1 of the positive axis groups together winter 2013 and winter 2012 or the concentrations ranges between 10.65 and 10.87 in ppm of W.W.

Group 2 consists of spring with concentrations of 10.36 ppm of W.W., the third group represents summer and autumn 2012 of the negative side of the factorial axis whose concentrations are respectively 6.73 and 7.87 ppm of W.W.

The results of the seasonal assessment of mean heavy metal concentrations show more than a significant spatial distribution over time. The seasonal variation in the concentration of heavy metals was studied in several Revisions (Philips, 1976, Denton & Burdon-Jones, 1981). However, the results show that the grades vary according to the harvesting period (Mousataid et al., 2005) and seem to depend on the harvest season.

3. The variation of Zinc and Lead concentrations during the sampling period.

The average zinc concentration range is larger than that of lead during the seasonal seasons of sampling, which shows that there is a highly significant difference between seasonal variations in relation to the two heavy metals; 25.9 ppm (zinc) and 1.02 ppm (lead).

Monthly change in mean concentrations of heavy metals as a function of sex in *Mugil cephalus*

On the basis of the results of figure 10, we can say that the bioaccumulation of the two pollutants is more significant in the male than in the female.

Mean concentrations by sex indicate that the accumulated organic zinc is greater in males than females. This can be explained by the fact that females draw their nutritional reserves by synthesizing the latter in carbohydrate, lipid and protein materials at the time of egg lying during the summer period.

In the case of Lead, it has a low concentration in both sexes and in all organs.

According to Al-Yousuf et al. (1999) and Canli & Atli (2003), there are factors such as gender and height that can influence the bioaccumulation of heavy metals.

Thus, Powell et al. (1981) had already demonstrated that heavy metals were concentrated in the organs of teleost fishes in decreasing order: Liver> Kidney> flesh.

The t test of Student demonstrated that there is no significant difference between the accumulation of the two heavy metals in male and female subjects.

One of the main results obtained in this study is the demonstration of various concentrations of Zinc and Lead in the mugil on the Bay of Oran. The hypothesis of pollution of the Oran Bay of industrial origin had been put forward to explain the presence of these metals at high concentrations. Our study thus provides a new element of comparison. This study indicates that for Zinc and for Lead, similar concentrations were observed in all fish sampled at the same sampling sites. Information on the con-

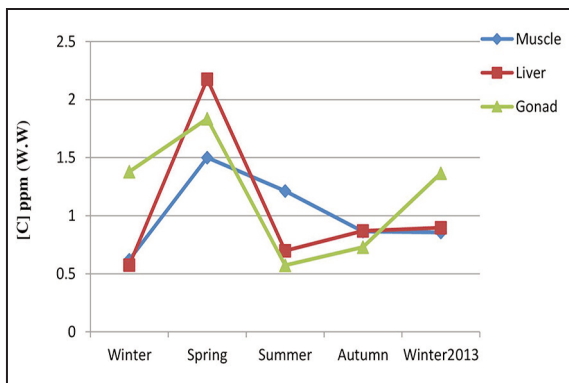


Figure 6. Seasonal variation in mean concentration of lead (ppm of W.W.) in *Mugil cephalus*.

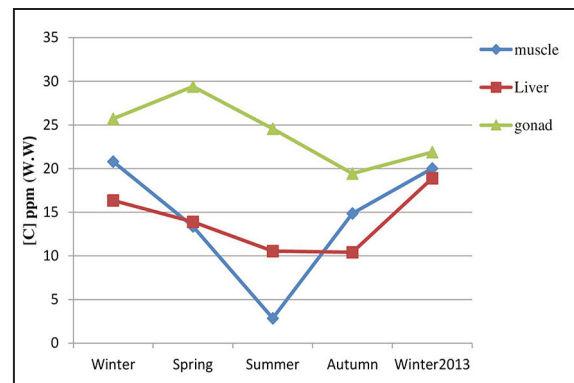


Figure 7. Seasonal variation in mean concentration of zinc (ppm of W.W.) in *Mugil cephalus*.

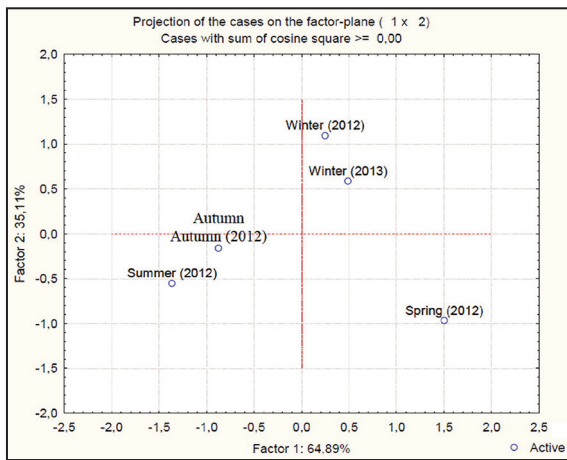


Figure 8. Projection of the sampling seasons in the factorial plane F1xF2.

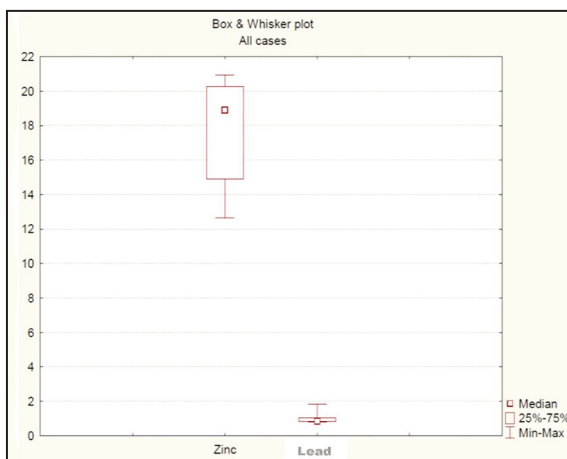


Figure 9. Diagram of the variation of Zinc and Lead concentrations during the sampling period.

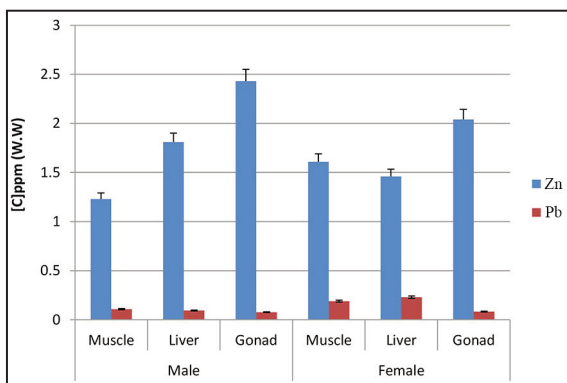


Figure 10. Monthly change in mean concentrations of heavy metals (Lead, Zinc) as a function of sex in *Mugil cephalus*.

centrations of metals in fish is still too fragmentary to be able to know precisely their origin. However, similar levels observed at several geographically distant sites and located on different basins are in favor of a hypothesis of more general contamination origin and not of several local origins. On the other hand, they suggest that industrial chemical activities are the main source of contamination (Baghdadi, 2012).

It also seems probable that the source of the metals found in the fish analyzed in our study is not only the direct pollutant discharges into the Bay but is more related to industrial pollution.

CONCLUSIONS

In Algeria, studies have been carried out on the determination of metallic levels in fish taken from the Mediterranean coast.

The risks of bioavailability and toxicity of these traces metals are feared, as they constitute permanent dangers for the whole food chain and threaten public health (Arnac & Lassus, 1985; Fadil et al., 1997; Boumehres, 2010). As man is the final element of consumption of marine products and being the last phase in the food chain and as this species is highly appreciated by the Algerian consumer; we performed this chemical analysis to demonstrate the level of contamination of metallic elements in fish and at the sampling site.

This allowed us to conclude that the concentrations are below the limit values for fish proposed by FAO (1983). High levels of heavy metals have been observed in the liver and gonads. Although fish liver and gonads are very rarely consumed by humans.

Overall, the interpretation of the results is made difficult by the absence of reference data concerning the concentrations of metals present in fish in natural environments not subject to the effects of anthropization. Our objective was to complement the LRSE study on the search for sources of metallic pollution in the Bay of Oran, to evaluate the quantification of heavy metals in fishes.

The analysis of flesh and gonads and liver of *M. cephalus* makes it possible to assess the state of contamination of the whole food chain and to assess

whether this contamination represents a potential risk for human consumption.

The various analyses carried out made it possible to obtain the following elements:

No significant direct impact of the metal releases found in the LRSE study could be observed on the different fish.

No trace of Lead was detected beyond the quantification threshold.

A generalized presence of Zinc in the analyzed parts of fish and lead at equivalent levels in all the sectors studied was highlighted.

The metal content in the flesh does not appear to pose a risk to human consumption due to the large quantities of fish that must be ingested to reach the acceptable doses.

REFERENCES

- Adeyeye E.I., Akinyugha R.J., Febosi M.E. & Tenabe V.O., 1996. Determination of some metals in *Clarias gariepinus* (Cuvier and Valenciennes), *Cyprinus carpio* (L) and *Oreochromis niloticus* (L) fishes in a polyculture fresh water pond and their environment. *Aquaculture*, 47: 205–214.
- Al-Yousuf M.H., El-Shahawi M.S. & Al-Ghais S.M., 2000. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish in relation to body length and sex. *Science of the Total Environment*, 256: 87–94.
- Amiard-Triquet C., Pinneau A., Boiteau H.L., Metayer C. & Amiard-Triquet C., 1987. Application de la Spectrophotométrie d'absorption atomique Zeeman au dosage de 8 éléments traces (Hg, Cd, Cr, Mn, Ni, Lead, Se) dans les matières biologiques solides. *Waters*, 21: 693–697.
- Amundsen P.A., Staldvik F.J., Lukin A.A., Kashulin N.A., Popova O.A. & Reshetnikov YS., 1997. Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. *Science of the Total Environment*, 201: 211–24.
- Arnac M. & Lassus C., 1985. Accumulation of heavy metals (Cd, Cu, Lead and Zinc) in smelt (*Osmerus mordax*) taken from the northern shore of the estuary. *Water Research*, 19: 725–734.
- Attrassi B. & Saghi M., 1992. Bacterial resistance to heavy metals in isolated strains of the coastal mussels Moroccan Atlantic. *Hydroécologie Appliquée*, 4: 1–7.
- Baghdadi M.D., 2012. Pollution of the marine environment and human health: Measurement, evaluation and Impact of chemical and biological contaminants in fisheries products at the Moroccan coast. PhD Thesis, Abdelmalek Essaadi Faculty of Sciences and Techniques, Tanger, 134 pp.
- Bakalem A., 1980. Pollution and marine pollution sources of industrial origin on the west coast of Algeria: Preliminary study. C.R.O.P. Algiers, Vème Day of Pollution Studies, Cagliari. International Commission for the Scientific Exploration of the Mediterranean, 195–200.
- Banaoui A., Chiffolleau J.F., Moukrim., Azdi M., Kaaya A., Auger D. & Rozuel E., 2004. Trace metal distribution in mussel *Perna perna* along the Moroccan coast. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 378–402.
- Bat L., Sezgin L., Üstün F. & Şahin F., 2012. Heavy Metal Concentrations in Ten Species of Fishes Caught in Sinop Coastal Waters of the Black Sea, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12: 371–376.
- Belhaouari B., Rouane-Hacene O., Bouhadiba S. & Boutiba Z., 2011. Utilisation d'un Gastéropode Marin *Osilinus turbinatus* en Biosurveillance Marine: application aux métaux lourds du littoral algérien occidental. *Science Halieutique et Aquaculture*, 3: 89–96.
- Belhoucine F., Alioua A., Bouhadiba S. & Zitouni Boutiba, 2014. Impact of some biotics and abiotics factors on the accumulation of heavy metals by a biological model *Merluccius merluccius* in the bay of Oran in Algeria. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 5: 33–44.
- Benzohra M. & Millot C., 1995. Hydrodynamics of an opensea eddy. *Deep-Sea Research Part*, 42: 1831–1847.
- Blaber S.J.M., 1976. The food and feeding ecology of Mugilidae in the St. Lucia lake systems. *Biological Journal of the Linnean Society*, 8: 267–277.
- Bouhadiba S., Belhoucine F., Hebbar C., Alioua A., Benhabara R. & Boutiba Z., 2015. Accumulation of Two Metallic Elements (Zn, Pb) in the Mule (Flat-head Grey Mullet Linnaeus 1758) fishing in the Bay of Oran. *International Journal of Scientific Research in Science and Technology*, 6: 15–19.
- Boumehres A., 2010. Comparative study of the techniques for extracting metal trace elements in liver, kidney and milk and their determination by atomic absorption spectrometry (flame and graphite furnace). Memory of Magister in Veterinary Medicine.
- Boutiba Z., 2007. Place des pays du Maghreb dans la protection de la Méditerranée. *Quotidien d'Oran*, 20–21 august 2007: 5–7.
- Brusle J., 1981. Sexuality and biology of reproduction in grey Mulletts. In: Oren O.H. (Ed.), *Aquaculture of grey mullet*. International Biological Programme, 26: 99–154.
- Brusle J. & Brusle S., 1977. Mullet Tunisia: lagoon fishing and reproductive biology of three species (*Mugil*

- capito*, *Mugil cephalus* and *Mugil chelo*) of Ichkeul lakes and Tunis. Rapport Commission Internationale pour l'Exploration la Mer Méditerranéen, 24: 101–130.
- Bustamante P., Bocher P., Chérel Y., Miramand P. & Caurant A., 2003. Distribution of trace elements in the tissues of benthic and pelagic fish from the Kerguelen Islands. *The Science of the Total Environment*, 313: 25–39.
- Canli M. & Atli G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Lead, Zinc) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution*, 121: 129–136.
- Cardona L., 2000. Effects of salinity on the habitat selection and growth performance of Mediterranean flathead grey mullet *Mugil cephalus* (Osteichthyes, Mugilidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 727–737.
- Casas S., Andral B., Caixach J., Calvo M., Cossa D., Bacher C.D. & Gonzalez J.L., 2007. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean mussel, *Mytilus galloprovincialis*, optimized by the use of dynamic energetic budget (DEB) Model. *Rapport Commission Internationale Mer Méditerranée*, 38.
- CSHPF, 1990. Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France.
- Chen M.H. & Chen C.Y., 1999. Bioaccumulation of sediment bound heavy metals in grey mullet, *Liza macrolepis*. *Marine Pollution Bulletin*, 39: 239–244.
- Dallinger R., Prosi F., Segner H. & Back H., 1987. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia*, 11: 77–87.
- Denton G.R.W. & Burdon-Jones C., 1981. Influence of temperature and salinity on the uptake distribution and depuration of mercury, cadmium and lead by the black lip oyster *Saccostrea echinata*. *Marine Biology* 64: 317M. H.326.
- El Morhit M., 2009. Hydrochemistry, trace elements and ecotoxicological impacts on the various components of an estuarine ecosystem (Bas Loukkos). Phd Thesis University Mohamed V, FS. Rabat.
- Erman F., 1959. Observations on the biology of the common grey mullet *Mugil cephalus* L. *Processing General Fisheries Commission for the Mediterranean*, 5: 157–169.
- Essedaoui A. & Sif J., 2001. Bio-accumulation des métaux lourds et induction des métalloprotéines au niveau de la glande digestive de *Mytilus galloprovincialis*. *Actes de l'Institut agronomique et vétérinaire, Rabat*, 21: 17–25.
- Fadil F., Maarouf A. & Zaid A., 1997. Utilisation de *Gammarus gauthieri* pour tester la toxicité des sédiments des eaux douces. *Annales de Limnologie*, 32: 73–78.
- FAO, 1977. Manuel des méthodes de recherches sur l'environnement aquatique. 3ème partie: Echantillonnage et analyse du matériel biologique. Document des Techniques de Pêches FIRI/T 158, 113 pp.
- FAO, 1983. World Food Security: a Reappraisal of the Concepts and Approaches. Director Generals Report, Rome.
- Faouzi H., 1938. Some aspects of the biology of the Muges in Egypt. *Rapport Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Méditerranée*, 11: 63–68.
- Farrugio H., 1975. The Muges (Teleostean Fish) of Tunisia. Distribution and fishing. Contribution to their systematic and biological study. Thesis Dott. 3rd Round, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier (France), 201 pp.
- Yilmaz F., 2008. The Comparison of Heavy Metal Concentrations (Cd, Cu, Mn, Lead, and Zinc) in Tissues of Three Economically Important Fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) Inhabiting Köycegiz Lake-Mugla (Turkey). *Turkish Journal of Science & Technology*, 4: 7–15.
- Garrigues P., Narbonne JF., Budzinski H., Morin B., Augagneur S., Mora & Clerandeanu C., 2002. Study of the chemical contamination of the seine estuary by the use of biomarkers, bioassays and coupling with these chemical analyzes. UMR 5472 CNRS, 40 pp.
- Ghanjaoui M.A., 2009. Development of new spectroscopic and electrochemical analytical methods for detecting trace elements in different types of matrices. Thesis of Hassan II University. FSTM.
- GIPPM, 1973. Report of the Study Group on Marine Pollution Problems (Interministerial), for a policy to combat pollution of the seas 1973. Option Méditerranée.
- Glasby G.P., Szefer P., Geldon J. & Warzocha J., 2004. Heavy-metal pollution of sediments from Szczecin Lagoon and the Gdansk Basin, Poland. *Science of the Total Environment*, 330: 249–269.
- Goldberg E.D., 1975. The mussel watch - A first step in global marine monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 6: 111.
- Goldberg E.D., Bowen V.T., Farrington J.W., Harvey G., Martin J.H., Parker P.L., Risebrough R.W., Robertson W., Schneider E. & Gamble E., 1978. The Mussel Watch. *Environmental Conservation*, 5: 101–125.
- Harrison R., Laxen D. & Wilson S., 1981. Chemical associations of lead, cadmium, copper and zinc in street dusts and roadside soils. *Environmental Science and Technology*, 15: 1378–1383.
- Hilmy A.M., Badawi H.K. & Shabana M.B., 1983. Organochlorine pesticide residues in 12 freshwater Egyptian fish species with special emphasis on *Anguilla vulgaris* and *Mugil cephalus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 76: 163–171.

- Kalay M. & Canli M., 2000. Elimination of essential (Cu, Zinc) and nonessential (Cd, Lead) metals from tissue of a freshwater fish *Tilapia zilli*. Turkish Journal of Zoology, 24: 429–436.
- Kargin F. & Erdem C., 1991. Accumulation of copper in liver, spleen, stomach, intestine, gill and muscle of *Cyprinus carpio*. Turkish Journal of Zoology, 15: 306–314.
- Lafaurie M., Miramand P., Guary J.C. & Fowler S.W., 1981. Concentration variations of copper, iron, zinc, manganese, cadmium and vanadium in the principal organs of *Mullus barbatus* Linné in the sexual cycle. Preliminary results. Journal Etudes Pollution Marine Mediterranean, 5th Meeting Date, 373–376.
- Lafaurie M., 1982. Significance of the seasonal sexual cycle in the study of metallic pollutants in the red mullet, *Mullus barbatus* L. Environmental Biology and Medicine, 10: 42–48.
- Leclaire L., 1972. La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin algéro-baléares (Précontinentalgérien). Memoires du Museum National d' Histoire Naturelle, 24: 1–391.
- Legorburu I., Canton L. & Millan E., 1988. Trace metal levels in fish from Urola river (Spain) Anguillidae, Mugillidae and Salmonidae. Environmental Technology Letters, 9: 1373–1378.
- Maanan M., Zourarah B., Carruesco C., Aajjane A. & Naud J., 2004. The distribution of heavy metals in the Sidi Moussa lagoon sediments (Atlantic Moroccan Coast). Journal of African Earth Sciences, 39: 473–483.
- Mahyaoui M., Saghi M. & Krchaf I., 1989. Study of the pollution (Cd, Cu, Lead, Zinc) of the Moroccan Atlantic coast between Kénitra and Témara. Chemosphere, 18: 1639–1655.
- Marchand M., 2008. La pollution chimique marine. Quelles politiques pour une protection durable de l'océan et des mers côtières? Actualité Chimique, 325: 35–40.
- Medifaune, 2002. Logiciel BIOBANK. Medifaune 2002 Sous la direction du Professeur Gaston Fredij. Conception et réalisation Michel Meinardi.
- Mormede S. & Davies I.M., 2001. Heavy metal concentrations in commercial deep-sea fish from the Rockall Trough. Continental Shelf Research, 21: 899–916.
- Morovic D., 1963. Contribution à la connaissance du début de la première maturité sexuelle et de la période de ponte chez *Mugil cephalus* L. et *Mugil chelo* Cuv. en Adriatique (Dalmatie). Rapport Commission Internationale Mer Méditerranée, 17: 779–786.
- Moukrim A., Kaaya A., Najimi S., Roméo M., Gnassia-Barelli M. & Narbonne J.F., 2000. Assessment of the Trace Metals Level in Two Species of Mussels of the Agadir Marine Bay (south of Morocco). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 65: 478–485.
- Nemesok J.G. & Hughes G.M., 1988. The effects of copper sulphate on some biochemical parameters of rainbow trout. Environmental Pollution, 49: 77–85.
- NHMRC, 1992. National Health and Medical Research Council of Australia Act. 1992.
- Olsson P.E., 1996. Metallothioneins in fish: induction and use in environmental monitoring. In: Taylor E.W. (Ed.), Toxicological aquatic pollution: physiological, molecular and cellular approaches, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 187–204. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511735516.010>.
- Powell J.H., Powell R.E. & Fielder D.R., 1981. Trace elements concentrations in tropical marine fish at Bougaiville, Island, Papua New Guinea. Water, Air and Soil Pollution, 16: 143–158.
- Ramade F., 1993. Dictionnaire encyclopédique de l'Ecologie et des Sciences de l'Environnement. Paris. Edisciences International, 821 pp.
- Roméo M., Siaub Y., Sidoumou Z. & Gnassia-Barelli M., 1999. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. Science of the Total Environment, 232: 169–75.
- Rooney C.P., McLaren R.G. & Crosswell R.J., 1999. Distribution and phytoavailability of lead in a soil contaminated with lead shot. Water, air and soil pollution, 116: 535–548.
- Sunda W.G., 1989. Trace metal interactions with marine phytoplankton. Biological Oceanography, 6: 411–442.
- Taleb M.Z. & Boutiba Z., 2007. La moule *Mytilus galloprovincialis*: bioindicatrice de pollution marine - Cas du port d'Oran. Sciences & Technologie C, 25: 59–64.
- Tung I.H., 1981. On the fishery biology of the grey mullet, *Mugil cephalus* Linnaeus, in Taiwan. Institute of Fisheries Biology. Report, Ministry of Economic Affairs, National Taiwan. Taiwan University, 3: 38–102.
- Uluozlu O.D., Tüzen M., Mendil D. & Soylak M., 2007. Trace metal content in nine species of fish from the Black and Aegean Seas, Turkey. Food Chemistry, 104: 835–840.
- Ünlü E. & Ümgüm G.B., 1993. Concentrations of copper and zinc in fish and sediments from the Tigris river in Turkey. Chemosphere, 26: 2055–2061.
- Vasquez G., Antorrena G., Gonzalez J. & Doval M.D., 1994. Adsorption of heavy metal ions by chemically modified *Pinus pinaster* bark. Bioresource Technology, 48: 251–255.
- Watanabe K.H., Desimone F.W., Thiagarajah A., Hartley W.R. & Hindrichs A.E., 2003. Fish tissue quality in the lower Mississippi River and health risks from fish consumption. Science of the Total Environment, 302: 109–126.

- Webb M., 1979. The metallothioneins. In: Webb M. (Ed.), The chemistry, biochemistry and biology of cadmium. Topics in environmental health. Elsevier, Amsterdam, 195–266 pp.
- Yadav H., Nanganuru & Korrapati N., 2012. Studies on biosorption of cadmium by *Pseudomonas putida*. International Journal of Engineering Research and Applications, 2: 2217–2219.
- Yilmaz A.B., 2003. Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb and Zn) in tissue of *Mugil cephalus* and *Trachurus mediterraneus* from Iskenderun Bay, Turkey. Environmental Research, 92: 277–281.



RESEARCH PAPER

OPEN ACCESS

Evaluation of the metal concentration of copper in the mullet (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) fishing in the Bay of Oran

Sultana Bouhadiba*, Fatma Belhoucine, Amel Alioua, Zitouni Boutiba

Environmental Monitoring Network, Department of Biology, Faculty of Natural Sciences and Life, University of Oran 1- Ahmed Ben Bella, Algeria

Article published on July 30, 2017

Key words: Mule, *Mugil cephalus*, Metal, Copper, Contamination, Pollution, From oran

Abstract

Our study focused on the evaluation of copper concentrations in millet (*Mugil cephalus* Linné, 1758) caught in the Oran bay. This fish reflects very well the quality of its biotope, it is a very abundant species in the Algerian coastal waters and highly appreciated by the Algerian consumer. The monthly sampling was spread over a period of fourteen months from February 2012 to March 2013 three organs were considered: liver, detoxification organ, gonads, reproductive organs and muscle representing the consumed part by the man. Heavy metal concentrations were determined by the Atomic Flame Absorption Spectrophotometry as a function of several parameters. This study shows that *Mugil cephalus* contains this desired metal. The results obtained statistically did not reveal any significant difference between the heavy metal contents of the two sexes, in the targeted organs. The concentration levels of this metal indicate a certain pollution of the target area.

*Corresponding Author: Sultana Bouhadiba ✉ sultanabouhadiba@yahoo.fr

Introduction

The marine environment is contaminated with many chemicals including metallic elements released by industries, agriculture and urban communities. The estuarine and coastal zones, under strong continental influence, are the most affected by this contamination. The latter may affect the health of the marine environment, as it does not undergo biological or chemical degradation. It can thus accumulate in the various links of trophic chains at toxic concentrations in marine organisms (Neathery & Miller, 1975). Let us know that the Bay of Oran is the place of a very strong industrial concentration especially towards the east namely Arzew which is the site of an incessant pollution. We also note the use of coastal waters for the cooling of thermal power stations, in addition to releases of a large number of wastes and pollutants at sea, which can cause many stranding, some marine fauna, observed On the Oranese coast (Boutiba *et al.*, 2003).

For this reason this work is conducted to evaluate the rate of pollutant dangerous for the ecology and the environment of this site. The main objective of this study is to ensure the safety of foodstuffs of animal origin, offered to consumers, is one of the priority concerns of food safety, and also to monitor the quality of marine waters, of aquatic organisms.

Materials and methods

Sampling

Our study area is located on the west coast of Algeria (Fig. 1). The Oranais coastline is a set of landforms whose shaping depends directly or indirectly on the actions of the sea. Oran Bay occupies the central part of the Oranan coastline and opens from west to east;

It is bordered on 30km of elevated land and draws a semi-circular almost regular from Cape Falcon to Cap de l'Aiguille. It lies between the Andalusian Bay and the Gulf of Arzew (Leclaire, 1972).

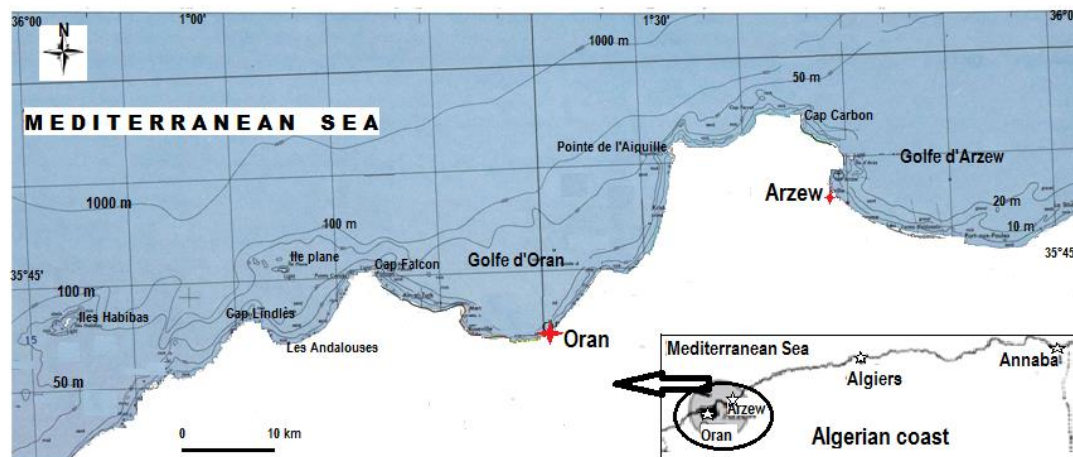


Fig. 1. Geographical position of the study area: the Bay of Oran (Belhoucine *et al.*, 2014).

The Mugil cephalus species was selected in this study in relation to its role in the marine ecosystem as it plays an ecologically important role in the flow of energy in marine communities. Because of its regular abundance in the Mediterranean Sea, it is a characteristic part of the food chain and it also serves as prey (Bester, 2004). Many studies have been devoted to his eating habits (Suzuki, 1965, Odum, 1968, Zismann *et al.*, 1975, Bishop & Miglarese, 1978). Finally, it is of great local importance because it is one of the most consumed and appreciated by the Algerian population.

Sampling took place over a fourteen month period from February 2012 to March 2013; 330 individuals were sampled at the sampling site. After measurements, the liver, muscles and gonads were removed, weighed and frozen up to the time of their chemical analysis.

Chemical analysis

Determination of trace elements in this fish commonly uses the Atomic Absorption Spectroscopy (SAA) method. Indeed, the *Mugil cephalus* sample must undergo mineralization beforehand.

The wet mineralization of the samples was carried out according to the method of AMIARD *et al.*, (1987): 1mL of nitric acid is added to 1g of sample and then adjusted to 4 mL of bidistilled water after one hour at 95°C.

This mineralization of the samples is accompanied, on the one hand, by that of the whites, made up of solutions containing the reagent of mineralization (nitric acid) and undergoing the same experimental conditions as the sample, and on the other hand, Intercalibration samples on a standard biological tissue material from *Mytilus galloprovincialis* (SRM 2976) from the International Atomic Energy Agency of Monaco, allowing us to define the coefficients of variation for each of the metals sought and to control the accuracy And the accuracy of the analytical protocol.

Statistical Processing

The statistical processing of the data was carried out using the Stastica software, and the results are represented as a mean with the standard error ($m \pm SD$) in mg/kg. The Student (T) test was used to determine the significance of the differences between the calculated averages. The difference was considered significant at a probability threshold (p) of less than 5% ($p > 0.05$).

Results and discussion

The sought-after metallic pollutant, Copper, is present in the targeted sub-samples of *Mugil cephalus* from the study sites. These concentrations are totally heterogeneous.

Monthly variation in mean metal concentrations in *Mugil cephalus*

In general, we are witnessing episodes of rising and falling metallic element concentrations. The average concentration of copper, representing several peaks of concentration, the highest during the month August 19mg/kg as well as the month of April 2012 is 12.2mg/kg is March 2013 is 14.1mg/kg. Significant fall in concentration in several months in the year 2012 and 2013, the most basic fall is that of October and January 2013 respectively 2.5mg/kg and 2.7mg/kg.

Copper is a xenobiotic listed in the list of hazardous substances (C.E.E, 1982) and also considered as highly hazardous and non-biodegradable pollutants (E.E.A, 1997).

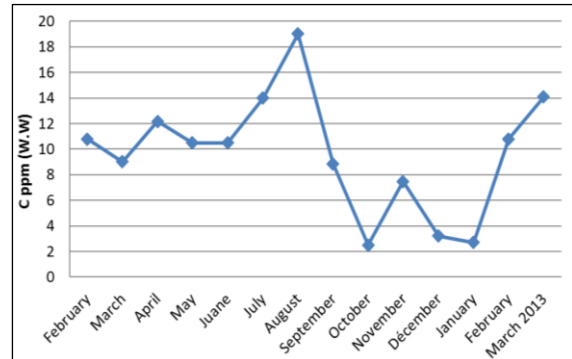


Fig. 2. Monthly assessment of mean concentrations of heavy metals Copper (ppm of W.W) in *Mugil cephalus*.

The period of sexual rest is a phase of gametogenesis characterized by an increased accumulation of nutritive reserves with a synthesis and storage of carbohydrate, lipid and protein materials (Webb, 1997). When nutrients are collected, the concentration of heavy metals automatically drops (metal release at that time) and the accumulation of reserves does not slowly resume until the beginning of the period of sexual rest (Webb, 1997). According to these authors, the reproduction of *Mugil cephalus* occurs from October to January (Landret, 1974, Greely *et al.*, 1987, Ibañez, 1994).

In the Mediterranean, in the Caspian Sea and in the Marmara Sea, the different populations of *M. cephalus* reproduce between June and October (Faouzi, 1938, Morovic, 1963, Farrugio, 1975, J. Brusle & S. Brusle, Nineteen eighty one).

Monthly variation in mean concentrations of Copper metals by sex in *Mugil cephalus*

On the basis of the results of Fig. 3, bioaccumulation of the pollutant is greater in male than in female, the concentration in males is 0.79m/kg and in females is 0.68mg/Kg the student P test showed no significant difference between the two sexes. Comparison of mean sex concentrations in muscle indicates that copper is more accumulated by females than males.

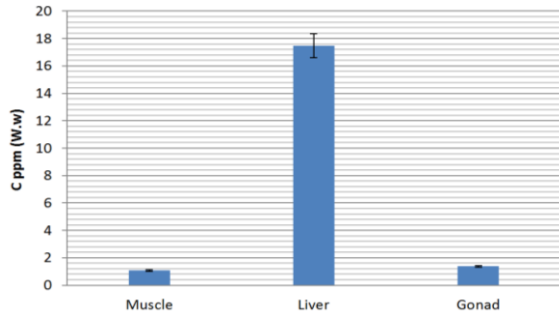


Fig. 3. Assessment of average heavy metal concentrations of organs (ppm W.W) in *Mugil cephalus*.

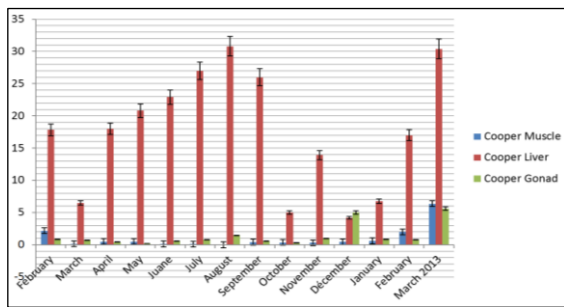


Fig. 4. Assessment of Mean Copper Heavy Metal Concentrations Months and organs (ppm W.W) at *Mugil cephalus*.

Variation of mean concentrations of Copper in the three organs (muscle, liver, gonads) in mules in Mugil cephalus

In this study, size, and sex parameters were not considered. The average concentrates of copper in the muscle are low, it represents 1.07mg/kg, the gonads represents 1.37mg/kg, unlike the liver concentration, are more important than the other two organs are 17.46mg/kg. It is generally accepted that muscle tissue is not an organ in which metals accumulate (Legorburu, 1988). According to other authors; Muscle tissue, especially fish, is hardly involved in its metabolism and accumulation (Guns *et al.*, 1984, El nabawi *et al.*, 1987, Hornung and Ramelov, 1987). In the literature, the amounts of heavy metal bioaccumulation in tissues may vary depending on the length and weight of the samples (Barghigiani and Ranieri De, 1992; Zyadah, 1999), as our biological material is a large fish; we have observed a quantity of metals sufficiently important in each organ of these fish. Similar findings have already been reported in other research groups that have worked on *Mugil cephalus* in Turkey (Yilmaz, 2008).

This also coricide to another study was carried out in the same country by Bahar Yilmaz, 2003.

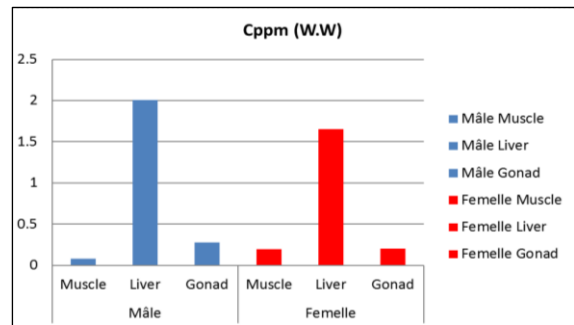


Fig. 5. Variation of mean concentrations of Copper in the three organs (muscle, liver, gonads) in mules in *Mugil cephalus*.

Seasonal evaluation of mean heavy metal concentrations (ppm of P.F.) in Mugil cephalus

The order of the seasonal variations of metallic contents differs from each season of the year. Observing these results shows that the highest grades are those of summer as well as the lowest are in autumn. One might think from these results that thermal extremes favor the bioaccumulation of metals. It can also be assumed that the salinity/temperature relationship is responsible for seasonal fluctuations in the accumulation of heavy metals. Les résultats de cette étude montrent plus qu'une distribution significative dans l'espace que dans le temps. La variation saisonnière de la concentration de métaux lourds a été étudiée dans plusieurs révisions (Philips, 1976, Denton et Burdon-Jones, 1981). Cependant, les résultats montrent que les notes varient selon la période de récolte et semblent dépendre de la saison des récoltes (Mousataid *et al.*, 2005).

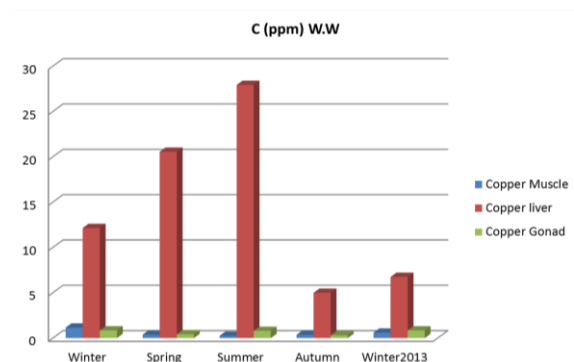


Fig. 6. Seasonal variation in mean heavy metal concentrations of Copper (ppm of W.W) in *Mugil cephalus*.

Comparison of heavy metal contents (ppm P.F.) in Mugil cephalus with respect to the maximum permissible doses (D.M.A.)

We note that the average doses of heavy metals found in *Mugil cephalus* compared to those provided by the D.M.A. literature are not disturbing and therefore do not constitute an immediate danger to the consumer.

Table 1. Comparison with dose limits (D.M.A).

	Copper
<i>Mugil cephalus</i>	09.31 mg/kg P.F.
Present study	
Food	-
Fish	5 mg/g P.S (g) 30ppm PF(g)

B) G.I.P.P.M. (1973) [Interministerial Group on Pollution Problems of the Sea]
 (F) CSHPF (1990) [Higher Council of Public Hygiene of France]
 (G) CNRMS of Australia (1992) [National Council for Medical Research and Health]

Conclusion

The study we have carried out shows that, in view of the results obtained and by comparison with the limit values found in the literature, we can conclude that the two bays are not polluted despite the presence of metal contaminants but without any significant difference between her. Bioaccumulation occurs preferentially in the liver and gonads compared to the muscle of *Mugil cephalus*. On the other hand, a relationship was established between the laying period and the high trace metals in relation to sexual maturity, which corresponds to increased hepatic activity occurring after fattening of the species after the breeding period.

References

Amiard JC, Amiard-Triquet JC, Metayer C. 1987. Application de la Spectrophotométrie d’Absorption Atomique Zeeman au dosage de 8 éléments traces (Hg, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Se) dans les matières biologiques solides. *Water Res* **21(6)**, 693-697.

Bakalem A. 1980. Pollution et sources de pollution marine d’origine industrielle sur la côte ouest algérienne: Etude préliminaire. C.R.O.P. Alger, Vème Journée d’Etudes sur les Pollutions, Cagliari, C.I.E.S.M., 195-200.

Barghigiani C, Ranieri De S. 1992. Mercury content in different size of important edible species of the northern Tyrrhenian Sea. *Mar. Pollut. Bull* 1992, **24**, 114-116.

Bester C. 2004. Striped Mullet. In: Ichthyology at the Florida Museum of Natural History, www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/StripedMullet/StripedMullet.htm

Bishop JM, MIGLARESE JV. 1978. Alimentation carnivore dans le mullet rayé adulte. *Copeia* **(4)**, 705-707.

Boutiba Z, Taleb Z, Abi Ayad E. 2003. Etat de la pollution de la côte oranaise. Ed. Dar El Gharb, Oran 69 pp.

CEE. 1982. Communication de la commission au conseil relative aux substances danger uses susceptible de Fig. r sur la liste I de la directive 76/464/CCE du conseil. *J.O. n°C* **176**, 3-10.

Denton GRW, Burdon-Jones C. 1981. Influence of temperature and salinity on the uptake distribution and depuration of mercury, cadmium and lead by the black lip oyster *Saccostrea echinata*. *Marine Biology* **64**, 317-326.

EEA. 1997. Inter-regional forum. 2nd meeting report of European marine conventions. Rome, 6-7 Novembre 1997. Doc. European Environmental Agency. Technical Report N°10. 57 p.

El Nabawi A, Heinzow B, KRUSE H. 1987. As, Cd, Cu, Pb, Hg and Zn in fish from the Alexandria region, Egypt. *Bull. Environ. Contam Toxicol* **39**, 889-897.

Erman F. 1959. Observations on the biology of the common grey mullet *Mugil cephalus* L. *Proc. Gen. Fish. Coun. Medit* **5**, 157-169.

- Faouzi H.** 1938. Quelques aspects de la biologie des Muges en Egypte. Rapp. Comm. Int. Expl. Sci. Mer Méditer **11**, 63-68.
- Farrugio H.** 1975. *Les muges (Poissons téléostéens) de Tunisie. Répartition et pêche. Contribution à leur étude systématique et biologique.* Thèse Doct. 3ème cycle, Univ. Sci. Tech. Languedoc, Montpellier (France) 201 p.
- GIPPM.** 1973. (GIPPM: Groupe Interministériel sur les Problèmes de Pollution de la Mer), In Henry AUGIER, « Le livre noir de l'environnement », Editions ALPHEE-J-P BERTRAND, 2008 p.104.
- Greely MS, Calder DRé, Wallace RA.** 1987. Oocyte growth and development in the striped mullet, *Mugil cephalus*, during seasonal ovarian recrudescence: relationship to fecundity and size at maturity. Fish. Bull **85(2)**, 187-200.
- Guns M, De clerck R, Vyncke W, Van hoeyweghen P.** 1984. Poursuite de l'étude de la teneur en métaux lourds dans les organismes marins de la Mer du Nord. Rev. Agricult **37**, 312-318.
- Hornung H, Ramelow GJ.** 1987. Distribution of Cd, Cr, Cu, and Zn in eastern Mediterranean fishes. Mar. Pollut. Bull **18**, 45-49.
- Ibañez AL.** 1994. Algunos aspectos de la dinamica de poblaciones de *Mugil cephalus* y de *M. curema* en la laguna de *Tamiatua ver.* Thèse Doctorat, Univ. Barcelona (Espagne) 168 p.
- Kalay M, Canlý M.** 2000. Elimination of essential (Cu, Zn) and nonessential (Cd, Pb) metals from tissue of a freshwater fish *Tilapia zilli*. Turkish J. Zool **24**, 429-436.
- Landret JP.** 1974. *Contribution à l'étude de Mugil cephalus "sensu lato" et comparaison avec d'autres espèces de Mugilidés.* Thèse de Doctorat 3ème cycle, Université Paris VI (France) 107p.
- Leclaire L.** 1972. *La sédimentation Holocène sur le Versant méridional du bassin.* Paris, Editions du Museum.
- Legorburu I, Canton L, Millan E.** 1988. Casado. niveaux en métaux traces: A. dans les poissons de rivière Unda (Espagne) Anguillidae, Mugilidae et Salmonidés. Environ. Technol. Lett **9**, 1373-1378.
- Morovic D.** 1963. Contribution à la connaissance du début de la première maturité sexuelle et de la période de ponte chez *Mugil cephalus* L. et *Mugil chelo* Cuv. en Adriatique (Dalmatie). Rapp. Comm. Int. Expl. Mer. Médit **17**, 779-786.
- Moustaid K, Nasser B, Baudrimont I, Anane R, El Idrissi M, Bouzidi A, Creppy EE.** 2005. Évaluation comparée de la toxicité des moules (*Mytilus galloprovincialis*) de deux sites du littoral atlantique marocain sur des souris. C. R. Biologies **328**, 281-289.
- Neathery MW, Miller WJ.** 1975. Metabolism and toxicity of cadmium, mercury and lead in animals. A review. J. Dairy Sci **58**, 1767-1781.
- Odum WE.** 1968. The ecological significance of fine particle selection by the striped mullet *Mugil cephalus*. Limnology and Oceanography **13**, 92-97.
- OMS.** 1970. Organisation mondiale de santé Sér. Rapp., 1970, N 452,57 (Révision sur la Nutrition de la FAO, 1970, Rapport N47 p.57.
- Phillips DJH.** 1976. The Common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of polluby zinc, cadmium, lead and copper I. Effects of environmental variables.
- Sidoumou Z.** 1991. *Qualité des eaux du littoral mauritanien: des métaux traces chez deux mollusques bivalves (Venus verrucosa et Donax rugosus).* Thèse de Doctorat, Sciences de la vie, Université de Nice 184p.
- Suzuki K.** 1965. Biology of striped mullet *Mugil cephalus* Linné. 1 Food contents of young. Report of Faculty for Fishery Prefect University of Mie **5(2)**, 295-305.
- Webb M.** 1979. The metallothioneins. In: *Topics in Environmental Health - The chemistry, Biochemistry and biology of cadmium*, M. Webb (Ed.), Elsevier, Amsterdam Vol **2**, p. 195-266.

Yamada US, Shirai T, Irie M, Tokimura S, Deng Y, Zheng C, Li YU, Kim and Yilmaz AB. 2003 Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb and Zn) in tissues of *Mugil cephalus* and *Trachurus mediterranean* from Iskenderun Bay, Turkey. Environ. Res **92**, 277-281.

Yilmaz. 2009. The Comparison of Heavy Metal Concentrations (Cd, Cu, Mn, Lead, and Zinc) in Tissues of Three Economically Important Fish (*Anguilla anguilla*, *Mugilcephalus* and *Oreochromis niloticus*) Inhabiting Köycegiz Lake-Mugla (Turkey) Turkish Journal of Science & Technology Volume **4**, No 1,7-15, 2009 fish consumption. Sci Total Environ 2003; **302(1-3)**, 109-26.

Zyadah MA. 1999. Accumulation of some heavy metals in *Tilapia zillii* organs from lake Manzalah, Egypt. Turk. J. Zool 19.

Rapport-Gratuit.com

Accumulation of Two Metallic Elements (Zn, Pb) in the Mule (Flathead Grey Mullet Linnaeus 1758) Fishing in the Bay of Oran

Sultana BOUHADIBA *¹, Fatma BELHOUCINE ^{1,2}, Chafika HEBBAR¹, Amel alioua², Rahma BENHABARA²,
Zitouni BOUTIBA¹

¹Environmental Monitoring Network LRSE, Department of Biology, Faculty of Natural Sciences and Life,
University of Oran Es-Senia, Algeria

²Universities of Science and Technology of Oran, Department of Biotechnology, Faculty of Natural Sciences and
Life. USTO-MB (Mohamed BOUDIAF). Algeria

ABSTRACT

Our present study focused on the evaluation of two concentrations of heavy metals (Pb, Zn) in the mullet (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) caught in the Bay of Oran. This fish reflects very well the quality of its habitat, it is a very abundant species in Algerian coastal waters and much appreciated by the Algerian consumer. The monthly sampling took place over a period of six months from February to July 2010, three bodies have been considered: the liver detoxification organ, the gonads, reproductive organs and muscle representing the portion consumed by 'Man'. The heavy metal concentrations were determined by the atomic absorption spectrophotometry flame in function of several parameters (gender, month, organs, and the sampling site). It appears from this study that the mullet (*Mugil cephalus*) contains the two wanted metal pollutants, the most important grades are those of Zinc is 80.55mg / kg and the lowest are those of the Lead 0.03 mg / kg. The results obtained treated showed no statistically significant difference between the heavy metal content of both sexes at the target organs and between the sampling area. The levels of trace metal concentrations reflect a certain pollution of target areas.

Keywords: Mulet, Flathead Grey Mullet, heavy metals, Lead, Zinc, contamination, pollution, Oran.

I. INTRODUCTION

The marine environment is contaminated by many chemicals including metal elements discharged by industries, agriculture and urban communities. Estuarine and coastal areas under strong continental influence, are the most affected by this contamination. The latter can affect the health of the marine environment, since it does not undergo any biological or chemical degradation. It can therefore accumulate in food chains of different links to toxic concentrations in marine organisms (Neathery & Miller, 1975).

Bay of Oran is the site of a very high industrial concentration including eastwards ie Arzew which is the seat of incessant pollution. Note also the use of coastal waters for cooling thermal power stations in addition to discards a lot of waste and pollutant that can cause many strandings of certain marine fauna, observed on the Oran

coast (Boutiba et al., 2003). For this reason it seemed so interesting to begin a study on the bioaccumulation of heavy metals and to detect the level of contamination in a target species, mullet (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758), fished in the bay Oran, since it forms an important link in the trophic chain.

II. METHODS AND MATERIAL

Our study area is located on the Algerian west coast (Figure 1). The Oran coast is a set of landforms including shaping depends directly or indirectly shares in the sea. Bay of Oran occupies the central part of Oran coast and opens from west to east; it is bordered on 30 km of high ground and draw a half circumference roughly steady from Cape Falcon to Cape Aiguille. It is between the Andalusian Bay and the Gulf of Arzew. (Leclair 1972).

The species Flathead Grey Mullet was chosen in this study because it plays an important role in ecological energy flow in marine communities. Through its regular abundance in the Mediterranean Sea, it is a characteristic link in the food chain and it also serves as prey (BESTER, 2004). Many studies have been devoted to his eating habits (SUZUKI, 1965; ODUM 1968; ZISMANN et al, 1975;. & MIGLARESE BISHOP, 1978). Finally, it is of great local importance because it is one of the most consumed fish and appreciated by the Algerian population.

Sampling took place over a period of six months from February to July 2010; 110 individuals were sampled at these two bays. After measurements, liver, muscle, and gonads were removed, weighed and frozen until the time of chemical analysis.

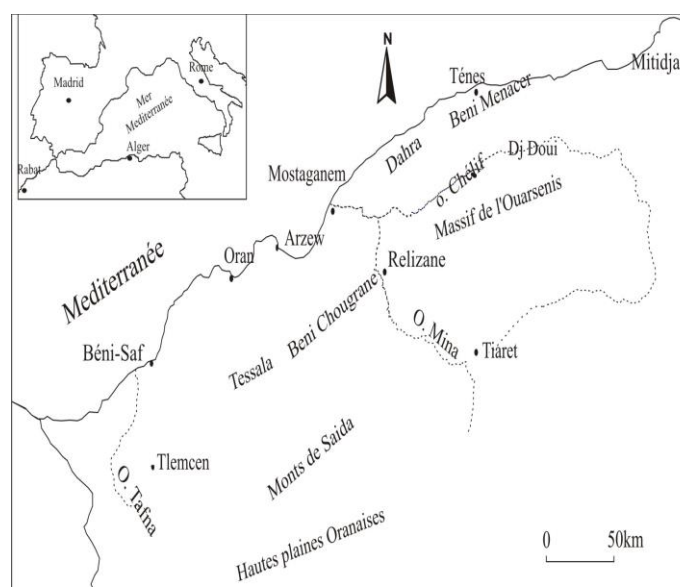


Figure 1 : Geographical location of bay of Oran(Perrodon, 1957).

1-Chemical analysis

The determination of trace elements in the fish commonly used for atomic absorption spectrometry method (SAA). Indeed, sample *Mugil cephalus* must first undergo mineralization.

Mineralization wet samples was performed according to the method of AMIARD et al. (1987): 1 ml of nitric acid is added to 1 g of sample and then adjusted to 4 ml of bidistilled water after one hour at 95 ° C.

This mineralization samples is accompanied on the one hand, by the white, consisting of solutions containing the mineralization reagent (nitric acid) and undergoing the same experimental conditions as the sample, and on the other hand, the series of intercalibration samples on a standard biological material tissue of *Mytilus galloprovincialis* (SRM 2976) from the International Agency for Atomic Energy of Monaco, allowing us to determine the coefficients of variation for each of the desired metals and control accuracy and the precision of the analytical protocol.

2-Statistical treatment

The statistical data processing was carried out using the Stastica software, and the results are shown as mean with standard error ($m \pm SD$) mg / kg. Student's t test (T) was used to determine the significance of differences between the calculated average. The difference was considered significant at a confidence level (p) of less than 5% ($p > 0.05$).

III. RESULT AND DISCUSSION

Both sought metal pollutants, zinc (Zn) and lead (Pb), are present in the targeted sub Flathead Grey Mullet samples from study sites. These concentrations are not entirely heterogeneous.

A- Monthly change in average concentrations of heavy metals in Flathead Grey Mullet (Figures 2)

In general, in the Bay of Oran, we see episodes of rising and falling concentrations of metallic elements. The average concentration of zinc in fish, higher during the month of April, reaching 36.5 mg / kg. Plombiques the concentrations are very low during all sampling months. Nevertheless, we found that lead concentrations recorded during all months are very low and almost homogeneous. The latter is a xenobiotic contained in the list of dangerous substances (CEE 1982), and is also considered highly toxic and polluting non-biodegradable (EEA 1997).

Note that in target sites during the month of April, the average concentrations are highest, while during the months of June and July, the average concentrations are minimal.



The sexual rest period is a gametogenesis phase characterized by increased accumulation of nutrient reserves with a summary and Storage of carbohydrate materials, lipid and protein (Webb, 1979). A spawning, nutrient reserves to draw automatically the heavy metal concentrations drop (release of metals that time) and reserve accumulation will slowly resume at the beginning of the period of sexual rest (WEBB, 1979).

According Landret, (1974), GREELY et al. (1987) and IBANÉZ, (1994), reproductive Flathead Grey Mullet occurs from October to January. In the Mediterranean, *M. cephalus* different populations breed between June and October (FAOUZI 1938; ERMAN 1959; Morovic 1963 Farrugio 1975; BRUSLE & BRUSLE 1977; BRUSLE 1981).

The Student t test gave no significant difference at all concentrations of heavy metals (Pb, Zn) found in the study area ($P > 0.05$).

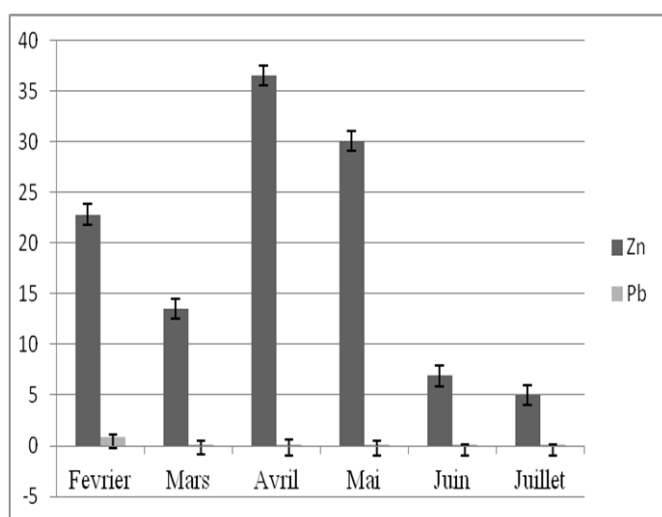


Figure 2: Monthly evaluation of the average concentrations in heavy metals (Pb, Zn) in mg/kg of P.F at *Mugil cephalus* in bay of Oran.

B- Monthly change in average concentrations of heavy metals in sex functions (Pb, Zn) in Flathead Grey Mullet

Based on the results in Figure 3, we can say that bioaccumulation of both inorganic pollutants is higher in females than in males individuals individuals. Comparing the average concentrations of sex indicates that zinc is accumulated by more females than males. Lead has a low concentration in both sexes and in all

organs. Metals are more accumulated in the liver of females than males.

In fact, Powell et al. (1981) had already shown that heavy metals were concentrated in the organs of the teleost in descending order: Liver > Kidney > Muscle. The liver is considered the primary organ accumulation. Some authors (GUNS et al, 1984;. Nabawi EL et al, 1987;. & HORNUNG RAMELOV, 1987), muscle tissue, specifically the fish is barely involved in the metabolism. The preferred accumulation of these metals, in particular zinc, in females compared to males, this may be due to differences in concentrations of the gonads.

According SIDOUMOU et al. (1991), the female gonads focus more zinc than males. Females are more infected than males, this may be due to their migration to the coast polluted compared to spawning, which explains the high contamination with heavy metals via the various sources of pollution.

The results obtained by THIBAUD (1976) contents slightly higher trace metals were detected in fish caught near the coast.

For the entire population of the study area, the Student t test does not record any significant difference ($P > 0.05$) between the concentrations of separate sexes specimens.

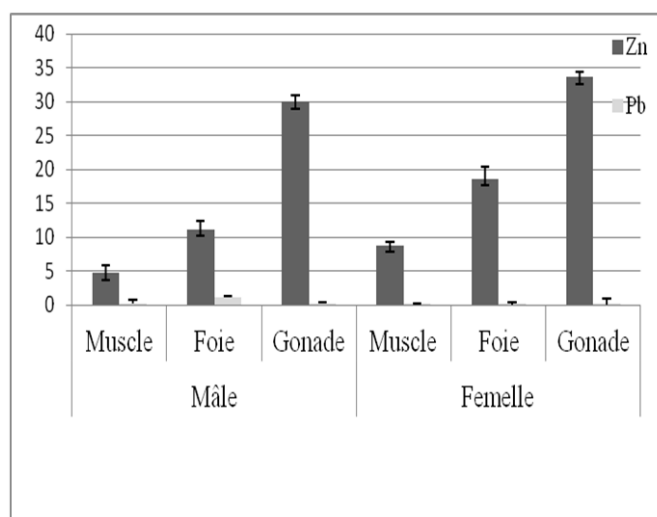


Figure 3 : Variation of the average concentrations in heavy metals according to sex (Pb, Zn) at *Mugil cephalus* fished in bay of Oran.

IV. CONCLUSION

The study we have undertaken demonstrates that, given the results obtained and compared with the limit values found in the literature, we can conclude that the bay is not polluted, despite the presence of metal contaminants but with no significant difference. Both metals studied (Pb and Zn), bioaccumulation is preferentially in the liver and gonads relative to *Mugil cephalus* muscle. Moreover, the dominant metal, zinc stands out clearly in relation to the other member, and it has very high contents.

Regarding sexual maturity, a relationship was established between the laying period and high values of trace metals which corresponds to increased hepatic activity occurring Lord fattening of the case after the breeding season. Compared to sex, females are more heavily infected than males.

V. REFERENCES

- [1]. AMIARD, J.C., AMIARD-TRIQUET, J.C. & METAYER, C. (1987).- Application de la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique Zeeman au dosage de 8 éléments traces (Hg, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Se) dans les matières biologiques solides. *Water Res.*, 21(6), 693-697.
- [2]. AMIARD-TRIQUET, C., AMIARD, J.C. & BERTHET, B. (1988).- Field and experimental study of the bioaccumulation of some trace metals in a coastal food chain: seston, oyster (*Crassostrea gigas*), drill (*Ocenebra erinacea*), *Water Sci. Tech.*, 2(6/7), 13-21.
- [3]. BAKALEM, A. (1980).- Pollution et sources de pollution marine d'origine industrielle sur la côte ouest algérienne : Etude préliminaire. C.R.O.P. Alger, Vème Journée d'Etudes sur les Pollutions, Cagliari, C.I.E.S.M., 195-200.
- [4]. BESTER, C. (2004).- Striped Mullet. In: Ichthyology at the Florida Museum of Natural History, <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Gallery/Descript/StripedMullet/StripedMullet.html>.
- [5]. BISHOP, J.M. & MIGLARESE, J.V. (1978).- Alimentation carnivore dans le mullet rayé adulte. *Copeia*, (4), 705-707.
- [6]. BOUTIBA, Z., TALEB, Z. & ABI AYAD, E. (2003).- *Etat de la pollution de la côte oranaise*. Ed. Dar El Gharb, Oran, 69 pp.
- [7]. BRUSLE, J. & BRUSLE, S. (1977).- Les muges de Tunisie : pêche lagunaire et biologie de la reproduction de trois espèces (*Mugil capito*, *Mugil cephalus* et *Mugil chelo*) des lacs d'Ichkeul et de Tunis. *Rapp. Comm. Int. Mer Méditer*, 24(5), 101-130.
- [8]. BRUSLE, J. (1981).- Sexuality and biology of reproduction in grey Mullet. In: *Aquaculture of grey mullet*, O.H. Oren (Ed.), International Biological Programme, 26, 99-154.
- [9]. C.E.E. (1982).- Communication de la commission au conseil relative aux substances dangereuses susceptibles de figurer sur la liste I de la directive 76/464/CCE du conseil. J.O. n° C 176 : 3-10.
- [10]. COSSA, D., ELBAZ-POULICHET, F., GNASSIA-BARELLI, M. & ROMEO, M. (1992). Le plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 135 p.
- [11]. E.E.A. (1997).- Inter-regional forum. 2nd meeting report of european marine conventions. Rome, 6-7 novembre 1997. Doc. European Environmental Agency. Technical Report N°10. 57 p.
- [12]. EL NABAWI, A., HEINZOW, B. & KRUSE, H. (1987).- As, Cd, Cu, Pb, Hg and Zn in fish from the Alexandria region, Egypt. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 39, 889-897.
- [13]. ERMAN, F. (1959).- Observations on the biology of the common grey mullet *Mugil cephalus* L. *Proc. Gen. Fish. Coun. Medit.*, 5, 157-169.
- [14]. FAOUZI, H. (1938).- Quelques aspects de la biologie des Muges en Egypte. *Rapp. Comm. Int. Expl. Sci. Mer Méditer.*, 11, 63-68.
- [15]. FARRUGIO, H. (1975).- *Les muges (Poissons Téléostéens) de Tunisie. Répartition et pêche. Contribution à leur étude systématique et biologique*. Thèse Doct. 3ème cycle, Univ. Sci. Tech. Languedoc, Montpellier (France), 201 p.
- [16]. GREELY, M.S., CALDER, D.R. & WALLACE, R.A. (1987).- Oocyte growth and development in the striped mullet, *Mugil cephalus*, during seasonal ovarian recrudescence: relationship to fecundity and size at maturity. *Fish. Bull.*, 85(2), 187-200.

- [17]. GUNS, M., DE CLERCK, R., VYNCKE, W. & VAN HOEYWEGHEN, P. (1984).- Poursuite de l'étude de la teneur en métaux lourds dans les organismes marins de la Mer du Nord. *Rev. Agricult.*, 37, 312-318.
- [18]. HORNUNG, H. & RAMELOW, G. J. (1987).- Distribution of Cd, Cr, Cu, and Zn in eastern Mediterranean fishes. *Mar. Pollut. Bull.*, 18, 45-49.
- [19]. IBANÉZ, A.L. (1994).- *Algunos aspectos de la dinamica de poblaciones de Mugil cephalus y de M. curema en la laguna de Tamiatua Ver.* Thèse Doctorat, Univ. Barcelona (Espagne), 168 p.
- [20]. KALAY, M. & CANLÝ, M. (2000).- Elimination of essential (Cu, Zn) and nonessential (Cd, Pb) metals from tissue of a freshwater fish *Tilapia zilli*. *Turkish J. Zool.*, 24, 429-436.
- [21]. LANDRET, J.P. (1974).- *Contribution à l'étude de Mugil cephalus "sensu lato" et comparaison avec d'autres espèces de Mugilidés.* Thèse de Doctorat 3ème cycle, Université Paris VI (France), 107 p.
- [22]. LECLAIRE, L. (1972).- *La sédimentation Holocène sur le Versant méridional du bassin.* Paris, Editions du Museum.
- [23]. MOROVIC, D. (1963).- Contribution à la connaissance du début de la première maturité sexuelle et de la période de ponte chez *Mugil cephalus* L. et *Mugil chelo* Cuv. en Adriatique (Dalmatie). *Rapp. Comm. Int. Expl. Mer. Médit.*, 17, 779-786.
- [24]. NEATHERY, M.W. & MILLER, W.J. (1975).- Metabolism and toxicity of cadmium, mercury and lead in animals. A review. *J. Dairy Sci.*, 58, 1767-1781.
- [25]. ODUM, W.E. (1968).- The ecological significance of fine particle selection by the striped mullet *Mugil cephalus*. *Limnology and Oceanography*, 13, 92-97.
- [26]. PERRODON, A. (1957).- Etude géologique des bassins néogènes sublittoraux de l'Algérie occidentale. *Bull. Serv. Carte géol. Algérie*, n° 12, 323 p., 95 fig., 4 pl., 8 pl. ph.
- [27]. POWELL, J.H., POWELL, R.E. & FIELDER, D.R. (1981).- Trace elements concentrations in tropical marine fish at Bougainville, Island, Papua New Guinea. *Water, Air and Soil Pollut.* 16, 143-158 (In SADIQ, 1992).
- [28]. ROONY, C.P. & MCLAREN, R.G. (1999).- Distribution and phytoavailability of lead in soil contaminated with lead shot. *Water, Air and Soil*, 116, 535-548.
- [29]. SIDOUMOU, Z. (1991).- *Qualité des eaux du littoral mauritanien: des métaux traces chez deux mollusques bivalves (Venus verrucosa et Donax rugosus).* Thèse de Doctorat, Sciences de la vie, Université de Nice, 184 p.
- [30]. SUZUKI, K. (1965).- Biology of striped mullet *Mugil cephalus* Linné. 1 Food contents of young. Report of Faculty for Fishery Prefect University of Mie, 5(2), 295-305.
- [31]. THIBAUD, Y. (1976).- Niveau de présence des métaux lourds. In : *Résidus chimiques et additifs dans les aliments et boissons.* Rapp. I.S.T.P.M. Sci. Tech. Et Contrôle. 10 mai 1976, Nantes (France): 74 p.
- [32]. WEBB, M. (1979).- The metallothioneins. In: *Topics in Environmental Health - The chemistry, Biochemistry and biology of cadmium*, M. Webb (Ed.), Elsevier, Amsterdam, Vol. 2, p. 195-266.
- [33]. ZISMANN, L., BERDUGO, V. & KIMOR, B. (1975).- The food and feeding habits of early stages of grey mullet in the Haifa Bay region. *Aquaculture*, 6, 59-75

Résumé

Cette étude a portée sur une contribution à l'éco- biologie du *Mugil cephalus*, ainsi que l'évaluation de sa concentration en quatre métaux lourds (Pb, Zn, Cd, Cu), pêché dans le littoral nord occidental algérien. La campagne de l'échantillonnage s'est étalée sur une période de quinze mois (du mois de Février 2012 jusqu' au mois d'Avril 2013), avec un effectif de 960 échantillons. Trois organes ont été pris en considération : le foie : organe de détoxification, les gonades : l'organe reproducteurs, et le muscle représente la partie consommée par l'Homme ainsi que la position du poisson dans le réseau trophique marin. Le cycle sexuel décrit par l'aspect macroscopique de l'échelle de maturité, par les variations du rapport gonado-somatique (RGS) et par l'observation de l'indice de condition (K), montre que la période de ponte de notre espèce est fractionné, elle s'étale du mois de janvier jusqu' au mois de mars et du mois de septembre jusqu' au mois de novembre. La maturité sexuelle est acquise précoce chez les mâles par rapport aux femelles et le sex-ratio est plus important chez les femelles que chez les mâles. Les paramètres de croissance de Von Bertalanffy ne montre pas une différence entre les deux sexes, L'indice de performance de croissance ($\Phi = 2.46$) indique que la population totale du *Mugil cephalus* à une meilleure croissance. L'étude de l'âge par les méthodes directe (otolithométrie et scalimétrie) a permis de définir 7 classes d'âges. L'utilisation du *Mugil cephalus* comme bioindicateur dans l'évaluation de la contamination par les quatre métaux lourds (Cu, Cd, Pb et Zn), a permis de mettre en évidence la présence de ces micropolluants au niveau des trois organes cibles (foie, muscle et gonade). Les teneurs enregistrées sont dans l'ensemble faible par rapport aux limites normatives exigées par la DMA dans la chair du poisson. En ce qui concerne le Zinc et le Cuivre, ils présentent des seuils plus élevés que celle des deux autres métaux. Leur concentration est respectivement de 16.10 mg/kg et de 9.69 mg/kg. Nous avons noté une faible concentration plombique de 1.02 mg/kg et pour ce qui est du Cadmium aucune concentration n'a été détectée.

Mots clés:

Mugil cephalus; Mulet; Reproduction; Age; Croissance; Otolithométrie; Scalimétrie; Pollution marine; Métaux lourds; DMA; Littoral Occidental Algérien.