

## Liste des Abréviations

### ABREVIATION

HAPs, PCBs, DDT, HCH, HCB

**PAM/PNUE-CAR/PB**

**UNEP-MAP RAC/SPA**

DWT (poids en lourd)

RNO Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (

RINBIO Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO)

**ONUDI**

**METAP**

**PHE**'' (Potential Harmful Elements

CE

**INRS**

**NAS/NRC**

**I.R.P.T.C**

d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>)

AC	: Alizarin-complexone
ADN	: Acide désoxyribonucléique
EFSA	: <u>European Food Safety Authority</u>
AIEA	: Agence Internationale de l'Energie Atomique
Al	: Aluminium
BDN	: Banque de Donnée Nationale
Ca	: Calcium
C	: Celsius (degrés)
CCFAC	: Codex Committee on Food Additives and Contaminants
CE	: Commission européenne
CEE	: Communauté Économique Européenne
Cd	: Cadmium
CdCl <sub>2</sub> -	: Chlorure de cadmium
CdS	: Sulfure de Cadmium
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
DDT	: Dichloro-dibenzo-trichloro-éthane

DHTP	: Dose hebdomadaire tolérable provisoire
DMA	: Dose Maximale Admissible
D.P.R.H	: Direction de la Pêche et des Ressources Halieutiques
EEA	: European Environment Agency
ELEFAN	: Electronic Length Frequency Analysis
EROD	: Ethoxy Résorufine- <i>O</i> -Dééthylase
ESADDI	: ingestion maximale journalière
ETMs	: Eléments traces métalliques
F.A.O	: Food and Agriculture Organization
FC	: Facteur de Condition
FISAT	: The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools
GESAMP	: Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution
G.I.P.P.M.	: Groupe Interministériel des Problèmes de la Pollution de la Mer
HAPs	: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
IARC	: International Agency for Research on Cancer
IC	: Intervalle de Confiance
ICLARM	: International Center for Living Aquatic Resources Management
ICES	: International Council for the Exploration of the Sea
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
$K_{\text{moy}}$	: Facteur de condition moyen
K	: Coefficient de croissance
L.F.D.A	: Electronic Length Frequency Analysis
$L_{\infty}$	: Longueur asymptotique
$L_{\text{max}}$	: Longueur du plus grand poisson mesuré dans notre échantillon
MATE	: Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
METAP	: Assistance Technique pour la Protection de l'Environnement Méditerranéen
mg	: Milligramme
$\text{m}^3$	: Mètre Cube
m	
ml	: millilitre.
mm	: millimètre
$\text{mg.kg}^{-1}$	: Milligramme par kilogramme
M.P.R.H	: Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques
MTs	: Méthylthionéines
NAS-NRC	: National Academy of Science - National Research Council.
OMS :	: Organisation Mondiale de la Santé
ONM :	: Office National de météorologie
ONUDI :	: Organisation des Nations unies pour le développement industriel
Pb	: Plomb
$\text{Pb}^+$	: Chlorure de plomb
$\text{PbCl}$	
$\text{PbCl}_2$	: Di chlorure de plomb.
$\text{PbCl}_2^-$	
$\text{PbCO}_3$	: Carbonate de plomb.
$\text{PbCl}_3$	: Trichlorure de plomb
PCBs	: Polychlorobiphényles
PDAA	: Directeur d'Assainissement et d'Aménagement
P.F	: Poids Frais ou humide
pH	: Potentiel d'hydrogène
PTWI	: Provisional Tolerable Weekly Intake
ppm	: Partie par million
P.S	: Poids Sec

$^{226}\text{Ra}$	: Isotopes de radium le plus stable
Q.S.P	: Quantité suffisante pour
RG.S	: Rapport gonado-somatique
$\text{RHS}_{\text{moy}}$	: Rapport Hépat-Somatique moyen
RVS	: Rapport viscéro-somatique
S.A. A.	: Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flammes
$T^{\circ}$	: Température.
T	: tonne
t	: Age de poisson
$t_0$	: Age théorique du poisson où la longueur est supposée nulle
$\mu\text{g}$	: microgramme
$\mu\text{mol kg}^{-1}$	: Microgramme par kilogramme
Vt	: Valeur trouvée.
Vr	: Valeur réelle.
VBGF	: The von Bertalanffy growth function
W	: Poids
Zn	: Zinc
ZnS	: sulfure de zinc
$^{\circ}$	: degré
%	: Pour Cent

Zn Zinc

## Liste des figures

		Page
Figure 1	: Mer Méditerranée, localisation des principaux bassins, d'étroits et mers marginales	6
Figure 2	: Circulation générale dans le bassin méditerranéen occidental	9
Figure 3	: Position géographique de la zone d'étude la baie d'Oran	13
Figure 4	: Port de pêche d'Oran	14
Figure 5	: Port de pêche d'Arzew	14
Figure 6	: Le Merlu ( <i>Merluccius merluccius</i> L. 1758).	16
Figure 7	: Distribution géographique des merlus (genre <i>Merluccius</i> ).	18
Figure 8	: Tête de <i>Merluccius merluccius</i> avec crête vue d'en haut	
Figure 9	: Illustrations de trois espèces différentes du genre <i>Merluccius</i>	20
Figure 10	: Cycle biologique du merlu blanc ( <i>Me. merluccius</i> ) en relation avec sa distribution bathymétrique (FAO, 2010)	21
Figure 11	: Principales étapes du cycle de vie du merlu	25
Figure 12	: Résumé de la séquence des processus biologiques qui précèdent le recrutement. Le climat mondial, heure locale, la disponibilité des ressources alimentaires et la présence de prédateurs sont souvent des facteurs qui sont interdépendants et exercent leur effet dans chacun des différents stades	26
Figure 13	: Débarquements de merlu par les flottilles nationales méditerranéennes durant la période 1990 – 2006 (FAO, Fishstat+(1998))	28
Figure 14	: Captures nominales annuelles ('103 t) d'espèces choisies des groupes CSITAPA 32 et 33, Méditerranée et Mer Noire (Zone 37)	29
Figure 15	: Evolution annuelle de la production halieutique nationale (1999-2009)	33
Figure 16	: Chalutier au port d'Oran	34
Figure 17	: Schéma global d'un chalut de fond (FAO, org)	34
Figure 18	: Evolution des captures du Merlu en tonnes /an au port d'Oran (1999-2007)	37
Figure 19	: Evolution annuelle des chalutiers au niveau de la wilaya maritime d'Oran	38
Figure 20	: Débarquement annuel 2006 du merlu par port	39
Figure 21	: Débarquement mensuel du merlu par port 2006	40
Figure 22	: Diagramme des gains et des pertes de la biomasse totale équilibrée	48
Figure 23	: Structure de taille des populations du merlu durant l'année 2006	53
Figure 24	: Courbe théorique de croissance linéaire de <i>M. merluccius</i> dans la baie d'Oran	55
Figure 25	: Relation taille poids chez les merlus mâles de la Baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids total en gramme; longueur totale en centimètres	58
Figure 26	: Relation taille poids chez les merlus femelles de la Baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids total en gramme; longueur totale en centimètres	58
Figure 27	: Relation taille poids chez les merlus confondus de la Baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids total en gramme; longueur totale en centimètres	58
Figure 28	: Relation taille poids chez les merlus mâles de la Baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids éviscéré en gramme; longueur totale en centimètres	59
Figure 29	: Relation taille poids chez les merlus femelles de la Baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids éviscéré en gramme; longueur totale en centimètres	59
Figure 30	: Relation taille poids chez les merlus confondus de la Baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids éviscéré en gramme; longueur totale en centimètres	59
Figure 31	: Courbe théorique de croissance pondérale de <i>M. merluccius</i> dans la baie d'Oran	62
Figure 32	: Courbe de capture pour l'estimation de Z de <i>M. merluccius</i> exploité dans le littoral oranais ((a) mâle; (b) femelle; (c) confondus)	
Figure 33	: Gonade femelle du merlu (Ovaire)	

Figure 34	: Gonade mâle du merlu (Testicule)	
Figure 35	: Evolution du sex-ratio par classe de taille du merlu du littoral oranais	85
Figure 36	: Distribution mensuel des merlus du littoral oranais	86
Figure 37	: Evolution mensuel et saisonnier du RGS des Merlus Femelles du littoral oranais	88
Figure 38	: Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Gonado-Somatique RGS des Merlus Mâles du littoral oranais	89
Figure 39	: Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique RHS des merlus femelles des merlus du littoral oranais	90
Figure 40	: Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique RHS des merlus mâles dans la baie d'Oran	91
Figure 41	: Evolution mensuel du facteur de condition des merlus femelles dans la baie d'Oran	92
Figure 42	: Evolution mensuel du facteur de condition des merlus mâles dans la baie d'Oran	93
Figure 43	: Détermination de la taille de première maturité sexuelle des merlus femelles dans la baie d'Oran	94
Figure 44	: Détermination de la taille de première maturité sexuelle des merlus mâles dans la baie d'Oran	95
Figure 45	: Evolution saisonnière des fréquences des différents stades de maturité sexuelle	97
Figure 46a	: Stade I Immature (G: 100)	98
Figure 46b	: Stade I : Immature (G: 200)	98
Figure 47	: Stade II Début de vitellogenèse (G:200)	98
Figure 48	: Stade III Maturation (G:200)	98
Figure 49	: Stade IV Pré ponte (G:200)	98
Figure 50	: Stade V Ponte (G:200)	98
Figure 51	: Apres ponte (G:200)	98
Figure 52	: Coupes histologiques des gonades femelles du merlu du littoral oranais déterminant les différents stades de la reproduction	100
Figure 53	: Dimorphisme Sexuel chez le merlu: une paire de testicule filiforme (a gauche); Une paire d'ovaire longue (a droite)	110
Figure 54	: Aperçu macroscopique de l'ovotestis du merlu hermaphrodite (une «glande double»). (RO: ovaire droit; LO: ovaire gauche; RT: testicule droit; LT: gauche testicule).	111
Figure 55	: Sources de polluants dans l'environnement	119
Figure 56	: Pays riverains de mer Méditerranée, avec leurs zones côtières (couleur beige sombre) et les principaux bassins versants en lignes pointillés bleus	121
Figure 57	: Les pressions sur le littoral	122
Figure 58	: «Points chauds» de pollution le long du littoral méditerranéen	123
Figure 59	: Côte algérienne avec les zones de préoccupation environnementale majeure et les «Points chauds» de pollution	127
Figure 60	: Emissaires des eaux usées des Genêts (Oran Est)	133
Figure 61	: Emissaire des eaux usées de Fort Lamoune (Oran Ouest)	133
Figure 62	: Représentations de la spéciation métallique à l'interface eau-sédiment	135
Figure 63	: Modèle en boîtes résumant les voies de transfert et les réservoirs d'éléments-traces dans la machinerie continent-océan-atmosphère	136
Figure 64	: Diagramme conceptuel des processus contrôlant la bioaccessibilité, la biodisponibilité et la bioaccumulation, toxique et bénigne, des métaux	140
Figure 65	: Modèle conceptuel des interactions entre les métaux et les organismes aquatiques	141
Figure 66	: Mécanismes membranaires permettant l'entrée des ions métalliques	142
Figure 67	: Voies d'accumulation et de transfert des polluants dans les maillons de la chaîne trophique	145
Figure 68	: Répartition des métaux lourds dans le corps humain	146
Figure 69	: Courbe dose-réponse pour (a) un élément essentiel et (b) un élément non essentiel	147
Figure 70	: Cadmium ionique lié à une métallothionéine	151
Figure 71	: Mensuration de la longueur totale de <i>Merluccius merluccius</i>	162
Figure 72	: Merlu femelle disséqué (Gonades Femelles)	162

Figure 73	: Synoptique du protocole de minéralisation et de dosage en Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme (SAA af)	164
Figure 74	: Appareil de la minéralisation de type VELP muni de réfrigérants	164
Figure 75	: Principe de la spectrométrie d'absorption atomique	165
Figure 76	: Principe général de la loi de Beer-Lambert	165
Figure 77	: Spectrophotomètre à Absorption Atomique à flamme A. Analyste 100 (Perkin Elmer)	166
Figure 78	: Etuvage des sous-échantillons du merlu (Méthode de déshydratation de la matière organique)	167
Figure 79	: Pourcentage des teneurs en métaux traces évaluées dans le foie des femelles de merlu selon les 4 saisons	172
Figure 80	: Pourcentage des différentes teneurs en métaux traces observées au niveau du foie des mâles du merlu à différentes périodes de l'année 2006	172
Figure 81	: Pourcentage des différentes teneurs en métaux lourds observées au niveau du muscle du merlu femelles à différentes périodes de l'année 2006	173
Figure 82	: Pourcentage des différentes teneurs en métaux lourds observées au niveau du muscle du merlu mâles à différentes périodes de l'année 2006	173
Figure 83	: Variations des teneurs moyennes en métaux lourds (Cd, Pb, Zn) (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) du foie et du muscle de <i>Merluccius merluccius</i> pêché dans la baie d'Oran	179
Figure 84	: Variations des concentrations en métaux lourds (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction des mois chez <i>Merluccius merluccius</i> pêché dans la baie d'Oran.	181
Figure 85	: Evaluation mensuelle des teneurs Zinc (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la taille chez <i>Merluccius merluccius</i> femelles	185
Figure 86	: Evaluation mensuelle des teneurs Zinc (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la taille chez <i>Merluccius merluccius</i> mâles	185
Figure 87	: Variations saisonnières des teneurs en plomb (ppm PF) chez <i>Merluccius merluccius</i> femelles par classe de taille et organe.	187
Figure 88	: Variations saisonnières des teneurs en plomb (ppm PF) chez <i>Merluccius merluccius</i> mâles par classe de taille et organe.	187
Figure 89	: Evaluation mensuelle des teneurs Cadmium (ppm PF) chez <i>Merluccius merluccius</i> femelles par classe de taille et organe.	190
Figure 90	: Evaluation mensuelle des teneurs Cadmium (ppm PF) chez <i>Merluccius merluccius</i> mâles par classe de taille et organe	190
Figure 91	: Variations des concentrations moyennes Zinc (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez <i>M. merluccius</i> femelles pêché dans la baie d'Oran (2006)	195
Figure 92	: Variations des concentrations moyennes Zinc (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez <i>M. merluccius</i> mâles pêché dans la baie d'Oran (2006)	195
Figure 93	: Variations des concentrations moyennes Plomb (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez <i>M. merluccius</i> femelles pêché dans la baie d'Oran (2006)	196
Figure 94	: Variations des concentrations moyennes Plomb (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez <i>M. merluccius</i> mâles pêché dans la baie d'Oran (2006)	196
Figure 95	: Variations des concentrations moyennes Cadmium (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez <i>M. merluccius</i> femelles pêché dans la baie d'Oran (2006)	197
Figure 96	: Variations des concentrations moyennes Cadmium (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez <i>M. merluccius</i> mâles pêché dans la baie d'Oran (2006)	197
Figure 97	: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne $\pm$ écart-type ppm P.F.) en fonction de l'indice de condition $K_{\text{moy}}$ chez le merlu femelle pêché dans la baie d'Oran (2006).	206

- Figure 98 : Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne  $\pm$  207 écart-type ppm P.F.) en fonction de l'indice de condition  $K_{\text{moy}}$  chez le merlu mâle pêché dans la baie d'Oran (2006).
- Figure 99 : Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne  $\pm$  209 écart-type ppm P.F.) en fonction de rapport hépato-somatique  $RHS_{\text{moy}}$  chez le merlu femelle pêché dans la baie d'Oran (2006).
- Figure 100 : Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne  $\pm$  210 écart-type ppm P.F.) en fonction de rapport hépato-somatique  $RHS_{\text{moy}}$  chez le merlu mâle pêché dans la baie d'Oran (2006).

## Liste des tableaux

	Page
Tableau 1 : Structure générale de la biodiversité marine en Algérie	11
Tableau 2 : Les différentes espèces du genre merlu ( <i>Merluccius</i> ) et leurs distributions géographiques	18
Tableau 3 : Evolution annuelle de la flottille de pêche par types de métiers (1999-2009)	32
Tableau 4 : Evolution de la production nationale de pêche entre 2000 et 2009	
Tableau 5 : Evolution des captures des différents groupes d'espèces de Poissons et fruits de mer en tonnes /an au port d'Oran (1999-2007)	36
Tableau 6 : Débarquements annuels des Poissons demersaux et du merlu en tonnes /an au port d'Oran (1999-2007)	36
Tableau 7 : Evolution de la flottille des chalutiers et des petits métiers au port d'Oran et au port d'Arzew	38
Tableau 8 : Evolution des flottilles de chalutiers et petits-métiers dans la wilaya maritime d'Oran 2006	39
Tableau 9 : Débarquement annuel 2006 du merlu par port	39
Tableau 10: Paramètres de l'équation de croissance linéaire de Von Bertalanffy de <i>Merluccius merluccius</i> avec les $\emptyset'$ correspondants	53
Tableau 11: Clé âge-longueurs obtenue pour les merlus femelles, mâles et sexe confondu de la baie d'Oran	54
Tableau 12: Paramètres de la relation taille-poids total du <i>M. merluccius</i> de la baie d'Oran	56
Tableau 13: Paramètres de la relation taille-poids éviscéré du <i>M. merluccius</i> de la baie d'Oran	56
Tableau 14: Test d'allométrie taille-poids total du <i>M. merluccius</i> de la baie d'Oran	56
Tableau 15: Test d'allométrie taille-poids éviscéré du <i>M. merluccius</i> de la baie d'Oran	57
Tableau 16: Equations de régression de la relation entre le poids total (g) et la longueur totale (cm) et entre le poids éviscéré (g) et la longueur totale (cm) chez <i>M. merluccius</i> de la baie d'Oran	57
Tableau 17: Analyse statistique de la comparaison du poids éviscéré et poids total des merlus mâles et femelles	60
Tableau 18: Statistiques descriptives pour le rapport $W_{ev}/W_t$ du <i>M. merluccius</i> de la Baie d'Oran	60
Tableau 19: Equations de croissance pondérale chez <i>Merluccius merluccius</i>	61
Tableau 20: Clé âge-poids obtenue pour les merlus femelles, mâles et sexe confondu de la baie d'Oran	61
Tableau 21: Tailles par sexes, par âges et accroissements annuels des femelles, des mâles et sexe combiné de <i>M. merluccius</i>	63
Tableau 22: Poids totaux et accroissements pondéraux annuels des femelles, des mâles et sexe combiné de <i>M. merluccius</i>	63
Tableau 23: Estimation des coefficients de mortalité totale $Z$ chez le merlu du littoral oranais	64
Tableau 24: Tableau récapitulatif des résultats des mortalités de <i>M. merluccius</i>	65
Tableau 25: Comparaison des paramètres de croissance linéaire de von Bertalanffy ( $K$ , $L_\infty$ , et $t_0$ ) obtenus par différents auteurs, par sexe, par zone et test phi-prime ( $\emptyset'$ ) pour les sexes combinés du merlu	68
Tableau 26: Clé âge- longueur du Merlu dans différentes régions	
Tableau 27: Comparaison des paramètres de la relation taille-poids du <i>Merluccius merluccius</i> avec les résultats d'autres auteurs.	71
Tableau 28: Mortalité ( $Z$ , $M$ , $F$ ) estimées par d'autres auteurs dans différentes régions de la Méditerranée et L'Atlantique	73
Tableau 29: Echelle de maturité des reproducteurs partiels	83
Tableau 30: Pourcentage des sexes du merlu pêché dans la baie d'Oran <i>M. merluccius</i>	84
Tableau 31: Variation des sexes en fonction de la taille du merlu du littoral oranais	85
Tableau 32: Distribution mensuel des merlus du littoral oranais	86
Tableau 33: Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Gonda-Somatique RGS des Merlus	87

	Femelles du littoral oranais	
Tableau 34:	Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Gona do-Somatique des Merlus Mâles du littoral oranais	88
Tableau 35:	Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépato-Somatique RHS des merlus femelles du littoral oranais	89
Tableau 36:	Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépato-Somatique RHS des merlus mâles des merlus du littoral oranais	90
Tableau 37:	Indice Pondéral K Mensuel et Saisonnier des Merlus Femelles dans la baie d'Oran	91
Tableau 38:	Indice Pondéral K Mensuel et Saisonnier des Merlus mâles dans la baie d'Oran	92
Tableau 39:	Evolution de la maturité sexuelle par classe de taille chez les merlus femelles dans la baie d'Oran	93
Tableau 40:	Evolution de la maturité sexuelle par classe de taille chez les merlus mâles dans la baie d'Oran	94
Tableau 41:	Les estimations des paramètres des ogives de maturité de merlu ( $L_{25}$ , $L_{50}$ et $L_{75}$ ) de la période 2006, fondée sur l'analyse microscopique	94
Tableau 42:	Pourcentage des sexes chez le merlu en fonction de la maturité sexuelle	95
Tableau 43:	Evolution des stades de maturité sexuelle chez le <i>M. merluccius</i> Femelle de la baie d'Oran	96
Tableau 44:	Taille à la première maturité sexuelle chez <i>Merluccius merluccius</i> dans différentes régions	104
Tableau 45:	Synthèse des périodes de ponte du <i>Merluccius merluccius</i> selon différents auteurs et selon les différentes régions.	107
Tableau 46:	Temps de demi-vie de quelques éléments toxiques polluants majeurs des sols et des eaux	120
Tableau 47:	Comparaison des concentrations pour les 5 métaux étudiés chez les mollusques bivalves des deux réseaux de surveillance français. Concentrations exprimées en $\text{mg.kg}^{-1}$ de poids sec de chair (RNO, 1974-2004).	124
Tableau 48:	Trace de métaux contenus dans la moule bleue <i>Mytilus galloprovincialis</i> , dans plusieurs zones de Méditerranée	125
Tableau 49:	Concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) dans les sédiments portuaires en Algérie	127
Tableau 50:	Principales sources de la pollution industrielle des wilayas littorales <b>D</b> : Domestique - <b>I</b> : Industrielle).	128
Tableau 51:	Les différents oueds et rejets déversant dans le secteur Ouest	131
Tableau 52:	Rejets d'eaux usées (1998)	132
Tableau 53:	Table périodique des éléments	134
Tableau 54:	Les conditions opératoires en spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme	165
Tableau 55:	Concentrations des solutions mères ( $S_1, S_2, S_3$ ) de la gamme étalon	166
Tableau 56:	Résultats obtenus des exercices d'inter-calibration exprimés en ppm P.S.	167
Tableau 57:	Teneur moyenne en eau dans le muscle et le foie du merlu de la côte oranaise	169
Tableau 58:	Pourcentages des différentes teneurs en métaux lourds observés au niveau du muscle du merlu à différentes périodes de l'année 2006	170
Tableau 59:	Pourcentages des différentes teneurs en métaux lourds observés au niveau du foie du merlu à différentes périodes de l'année 2006	170
Tableau 60:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en <b>Zinc</b> (ppm P.F. $\pm$ écart type) chez <i>Merluccius merluccius</i> de la baie d'Oran.	174
Tableau 61:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en <b>Cadmium</b> (ppm P.F. $\pm$ écart type) chez <i>M. merluccius</i> de la baie d'Oran	175
Tableau 62:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en <b>Plomb</b> (ppm P.F. $\pm$ écart type) chez <i>Merluccius merluccius</i> de la baie d'Oran	167
Tableau 63:	Variation des teneurs moyennes en métaux lourds (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) du foie et du muscle de <i>Merluccius merluccius</i> pêché dans la baie d'Oran	179
Tableau 64:	Variations des concentrations en métaux lourds (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction des mois chez <i>Merluccius merluccius</i> pêché dans la baie	181

	d'Oran	
Tableau 65:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en <b>Zinc</b> (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la taille et du sexe chez <i>Merluccius merluccius</i> pêché dans la baie d'Oran (2006)	183
Tableau 66:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en <b>Plomb</b> (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la taille et du sexe chez <i>M. merluccius</i> pêché dans la baie d'Oran (2006)	185
Tableau 67:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en <b>Cadmium</b> (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la taille et du sexe chez <i>Merluccius merluccius</i> pêché dans la baie d'Oran (2006)	188
Tableau 68:	Variations des concentrations moyennes en <b>métaux lourds</b> (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez <i>Merluccius merluccius</i> femelles pêché dans la baie d'Oran (2006)	194
Tableau 69:	Variations des concentrations moyennes en <b>métaux lourds</b> (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez <i>Merluccius merluccius</i> mâles pêché dans la baie d'Oran (2006)	194
Tableau 70:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de l'indice de condition K chez le merlu femelle pêché dans la baie d'Oran (2006)	199
Tableau 71:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de l'indice de condition K chez le merlu mâle pêché dans la baie d'Oran (2006)	199
Tableau 72:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de rapport hépato-somatique $RHS_{moy}$ chez le merlu femelle pêché dans la baie d'Oran (2006)	200
Tableau 73:	Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F.) en fonction de rapport hépato-somatique $RHS_{moy}$ chez le merlu mâle pêché dans la baie d'Oran (2006)	200
Tableau 74:	Comparaison des teneurs en métaux lourds (ppm P.F) dans le muscle chez <i>Merluccius merluccius</i> par rapport aux Doses Maximales Admissibles (D.M.A)	211
Tableau 75:	Doses maximales de métaux toxiques recommandées par la FAO/WHO pour la consommation humaine	212
Tableau 76 :	Variations des teneurs moyennes en métaux traces (moyenne $\pm$ écart type ppm P.F) dans le muscle de quelques poissons pêchés le long du littoral oranais.	213
Tableau 77:	Teneurs en métaux traces mesurés dans le muscle de quelques poissons du bassin Méditerranéen. (moyennes $\pm$ écart-types)	

## Résumé

La présente étude porte sur la biologie de la croissance et de la reproduction de l'espèce *Merluccius merluccius* et son utilisation comme bio indicateur de la pollution métallique Cd, Pb et Zn réalisée et a été sur 831 individus dont dans la baie d'Oran pendant l'année 2006.

La croissance du merlu du littoral ouest algérien, vérifie l'hypothèse d'une croissance rapide démontrée auparavant dans d'autres zones de distribution aussi bien en Méditerranée qu'en Atlantique nord. La croissance en taille suit le modèle linéaire, rapide chez les jeunes et diminue avec l'âge. La vitesse de croissance calculée est deux fois supérieure à celle calculée précédemment dans d'autres zones quant au taux de croissance en longueur des femelles, il reste supérieur à celui des mâles à partir de la fin de la première année de la vie du merlu. La croissance pondérale varie en sens inverse (les espèces prennent du poids en vieillissant). Une différence d'embonpoint se marque chez les deux sexes spécialement en période de reproduction. Elle se manifeste à l'avantage des femelles qui sont plus pesantes que les mâles de même longueur.

L'évolution du poids de notre spécimen par rapport à la taille (sans distinction du sexe) présente une allométrie majorante ( $b > 3$ ). Pour les mêmes tailles, le poids des femelles est supérieur à celui des mâles. La mortalité par pêche observée ( $0,631 \text{ an}^{-1}$ ) comparée à la mortalité naturelle ( $0,23 \text{ an}^{-1}$ ) pour *M. merluccius* indique une position déséquilibrée dans le stock.

Le cycle de développement des gonades a montré que la reproduction est en activité continue durant toute l'année avec un pic principal en hiver et un pic secondaire en été. Il se caractérise par une ponte fractionnée. La maturité sexuelle est acquise tardivement par les femelles (33,5 cm) par rapport aux mâles (21,5cm) et le sex-ratio est plus important chez les mâles que chez les femelles. Aussi, il est à signaler que l'observation macroscopique a mis à jour un cas exceptionnel d'hermaphrodisme fonctionnel synchrone.

L'utilisation du merlu comme bio indicateur dans l'évaluation de la contamination par 03 métaux lourds (Cd, Pb et Zn), a permis de mettre en évidence la présence de ces micropolluants au niveau de deux organes cibles (le foie et le muscle). Les variables biologiques (K et RHS) ne présentent aucune tendance significative d'évolution chez les merlus mâles.

Ces résultats ne font que révéler l'existence d'une relation étroite entre la pollution marine et les nombreux rejets industriels et urbains au niveau de la baie d'Oran et des régions avoisinantes.

### Mots clés:

*Merluccius merluccius*, Croissance, Exploitation, Reproduction, Hermaphrodisme, Contamination, Métaux lourds, plomb, cadmium, zinc, Baie d'Oran, Algérie.

## Abstract

This study focused on the biology of growth and reproduction of the species *Merluccius merluccius* and its use as a bio indicator of metal pollution Cd, Pb and Zn made with 831 individuals in the bay of Oran during the year 2006.

A growth of hake in the west coast of Algeria, attests the hypothesis of rapid growth demonstrated in other areas of distribution as well as the Mediterranean and the North Atlantic. Growth follows a linear model size, fast among youth and decreases with age. The calculated growth rate is twice that calculated previously in other areas in the rate of growth in length of females, it remains higher than that of males at the end of the first year of hake life.

Weight gain varies inversely (species gain weight as they age). Difference is overweight brand in both sexes especially in breeding season. It manifests itself in favor of females which are heavier than males with the same length.

The evolution of the weight of our sample compared to the size (irrespective of sex) has an upper bound allometry ( $b > 3$ ). For the same size, the weight of the females is higher than the males. Fishing mortality observed (0.631 yr<sup>-1</sup>) compared to the natural mortality (0.23 yr<sup>-1</sup>) for *M. merluccius* indicates an unbalanced position in the stock.

The cycle of gonad development showed that reproduction is a continuous activity throughout the year with a major peak in winter and a secondary peak in summer it is characterized by a split egg. Sexual maturity is acquired later by the females (33.5 cm) compared to males (21.5 cm). The sex ratio is higher in males than in females.

Macroscopic observation reported a rare case of a functional synchronous hermaphroditism.

The use of hake as bioindicator in the evaluation of the contamination by the 03 heavy metals (Cd, Pb and Zn), has highlighted with the presence of micropollutants at two target organs (liver and muscle). Biological variables (K and RHS) show no significant trend changes in hake males.

These results only reveal the existence of a close relationship between marine pollution and the many industrial and municipal discharges in Oran Bay and surrounding areas.

### Keywords:

*Merluccius merluccius*, Growth, Exploitation, Reproduction, Hermaphroditism, Contamination, Heavy metals, Lead, Cadmium, Zinc, Bay of Oran, Algeria.

## ملخص

ركزت هذه الدراسة على بيولوجيا النمو والتكاثر لصنف *Merluccius merluccius* واستخدامه كمؤشر بيولوجي للتلوث بالمعادن كالرصاص والكاديوم والزنك أجريت على 831 فراد في خليج وهران خلال عام 2006.

نمو المرلي في نواحي الساحل الغربي للجزائر، يؤكد فرضية النمو السريع الملحوظة في مناطق أخرى من التوزيع الجغرافي في كل من البحر الأبيض المتوسط و شمال المحيط الأطلسي،النمو الحجمي يتبع النموذج الخطي،سريع عند الصغار ويتناقص مع التقدم في السن، معدل النمو المحسوب ضعف الذي هو في مناطق أخرى،أما معدل النمو لطول الإناث، فإنه لا يزال أعلى من الذكور

في نهاية السنة الأولى من الحياة كسبا

عكسا الفرق فيما يخص زيادة الوزن في كلا الجنسين وخاصة في موسم التكاثر لصالح الإناث الأثقل على الذكور من نفس الطول

تطور وزن العينة مقارنة بحجم و بغض النظر عن الجنس لديه قياس متماهي بحد أعلى اكبر من 3

لنفس الحجم، وزن الإناث أعلى من الذكور

وفيات الصيد المقدرة ب 0,631 سنويا بالمقارنة مع الوفيات الطبيعية المقدرة ب 0,23 سنويا يدل على وجود خلل في المخزون

وأظهرت دائرة التنمية للتنازل أن التكاثر هو نشاط المستمر على مدار السنة مع ارتفاع في فصل الشتاء والصيف و ذروة ثانوية في الصيف مميز بمبيض منقسم ويكتسب النضج الجنسي في وقت لاحقا 33,5 سم الإناث مقارنتا بالذكور 21,5 سم ونسبة الجنس هي أعلى في الذكور أكثر من الإناث

وذكرت الملاحظة العيانية حالة نادرة من الخنوثة مترامنة وظيفية

وقد سلط الضوء على استخدام النازلي كمؤشر البيولوجي في تقييم التلوث بالمعادن الثقيلة كالرصاص والكاديوم والزنك وجود ملوثات مجهرية على اثنين من أجهزة المستهدفة الكبد والعضلات

المتغيرات البيولوجية لا تظهر أي تغييرات هاما في الاتجاه الذكور أسماك النازلي

هذه النتائج تكشف على وجود علاقة وثيقة بين التلوث البحري النفايات الصناعية والمنزلية في خليج وهران والمناطق المحيطة به

### مفتاح الكلمات أو الكلمات الدالة

*Merluccius merluccius* ، النمو ، الاستتساخ، الخنوثة، الاستغلال ،، التلوث، المعادن الثقيلة ،

الرصاص ،الكاديوم والزنك م وهران خليج - الجزائر.

---

## TABLE DE MATIERE

---

Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Résumé	1
Introduction générale.....	

---

### CHAPITRE 1: Contexte scientifique

---

#### 1<sup>ère</sup> Partie : Présentation de la Zone d'étude

1 - Localisation géographique et circulation générale de la Méditerranée.....	5
1.1- Caractéristiques générales de la Méditerranée.....	5
1.2- Géomorphologie du littoral algérien.....	6
1.3- Bathymétrie Sédimentologie et Couverture sédimentaire du littoral algérien.....	7
1.4- Hydrodynamisme du littoral algérien.....	8
1.4.1- Houle.....	9
1.4.2- Courants.....	9
1.5- Etat actuel de la Biodiversité marine du Bassin algérien.....	10
2- Zone d'étude	10
2.1- Introduction.....	12
2.2- Le bioclimat.....	13

#### 2<sup>ème</sup> Partie : Présentation de l'espèce *Merluccius merluccius*

I - Introduction.....	15
II- Présentation de l'espèce.....	16
1- Position systématique.....	16
2- Synonymes de <i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758).....	17
3- Noms vernaculaires.....	17
4- Morphologie.....	18
5- Biologie de l'espèce.....	19
5.1- Répartition géographique et habitat.....	20
5.2- Migrations.....	20
5.3- Alimentation.....	21
5.4- Âge et croissance.....	22
5.5- Reproduction.....	23

---

### CHAPITRE 2: Analyse de la pêche du Merlu

---

I - Introduction.....	26
II- Description de la pêche de merlu.....	26
1- Les captures de merlu stock de Méditerranée.....	26
2- Etat du stock de merlu en Méditerranée.....	27
3- Gestion des pêches du merlu en Méditerranée.....	28
4- Aperçu sur l'activité de la pêche en Algérie.....	29
4.1- La pêche de merlu en Algérie.....	33
4.2- Engins de pêche.....	33
III - Matériel et méthodes.....	34

VI - Résultats et discussion.....	35
1- Répartition de la production halieutique au port d'Oran par groupe poisson.....	35
2- Evolution des captures du Merlu au port d'Oran.....	36
3- Flottille de pêche de la wilaya maritime d'Oran.....	37
4- Evolution des débarquements de la wilaya maritime d'Oran.....	38
5- Débarquement du merlu par port au cours de l'année 2006.....	39

---

### **CHAPITRE 3: Etude de l'âge et la Croissance du Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

---

I – Introduction.....	41
II- Matériel et méthodes.....	41
1- Démographie.....	41
2- Etude de la croissance.....	42
2.1- Mesure de la longueur et du poids.....	42
2.2- Détermination de l'âge.....	42
2.2.1- Méthodes statistiques.....	42
2.2.2- Marquages.....	42
2.2.3- Méthodes individuelles.....	43
2.3- Modèle de croissance linéaire de Von Bertalanffy.....	44
2.4- Expression de l'âge – Estimation de $t_0$ .....	45
2.5- Modèle de croissance pondérale relative de Von Bertalanffy .....	46
2.5.1- Relation taille – poids.....	46
2.5.2- Analyses statistiques.....	47
2.5.3- Equation de croissance pondérale de Von Bertalanffy.....	47
3- Etude des mortalités.....	48
3.1- Estimation de la mortalité totale (Z).....	48
3.2- Estimation de la mortalité naturelle (M).....	49
3.3- Estimation de la mortalité par pêche (F).....	51
3.4- Estimation du taux d'exploitation (E).....	52
III- Résultats.....	53
1- Structure des tailles de la population du merlu.....	53
2- Croissance linéaire .....	54
3- Croissance pondérale relative .....	56
4- Croissance pondérale absolue.....	61
5- Taux de croissance annuel.....	63
6- Etude des mortalités.....	63
6.1- Estimation de la mortalité total (Z).....	65
6.2- Estimation de la mortalité naturelle (M).....	65
6.3- Estimation de la mortalité par pêche (F).....	66
6.4- Estimation du taux d'exploitation (E).....	66
IV- Discussion.....	66
V – Conclusion.....	66
	75

**CHAPITRE 4 : Etude de la Biologie de la Reproduction du Merlu  
*Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

<b>1<sup>ère</sup> Partie : Reproduction du Merlu <i>Merluccius merluccius</i> de la baie d'Oran</b>	
I- Introduction.....	77
II- Rappel anatomique du l'appareil reproducteur.....	78
III- Matériel et méthodes.....	79
1- Mesure et prélèvement.....	79
2- Sex-ratio.....	80
3- Calcul de la taille moyenne des merlus mâles et femelles.....	81
4- Etude de la maturité sexuelle.....	81
4.1- Echelle macroscopique de la maturité sexuelle.....	82
5- Taille de première maturité sexuelle.....	82
6- Rapport Gonado-Somatique (RGS).....	83
7- Rapport Hépat-Somatique (RHS).....	83
8- Facteur de condition .....	84
9- Histologie.....	85
III- Résultats.....	86
1- Sex-ratio.....	86
1.1-Sex-ratio global.....	86
1-2- Sex-ratio en fonction de la taille.....	87
1.3- Sex-ratio en fonction des saisons.....	88
2- Détermination de la taille moyenne des merlus mâles et femelles.....	90
3- Rapport Gonado-Somatique (RGS) .....	90
3.1- Rapport Gonado-Somatique (RGS) des merlus femelles.....	90
3.2- Rapport Gonado-Somatique (RGS) des merlus mâles.....	91
4- Rapport Hépat-Somatique (RHS) .....	92
4.1- Rapport Hépat-Somatique (RHS) des merlus femelles.....	92
4-2- Rapport Hépat-Somatique (RHS) des merlus mâles.....	94
5- Facteur de condition K .....	95
5.1- Facteur de condition K des femelles.....	95
5.2- Facteur de condition K des mâles.....	96
6- Taille de première maturité sexuelle.....	97
7- Détermination du pourcentage des sexes chez le merlu en fonction de la maturité sexuelle.....	100
8- Evolution temporelle de la maturité sexuelle.....	100
9- Etude de la cinétique gonadique.....	102
9.1- Anatomie microscopique de l'ovaire chez la femelle.....	102
IV- Discussion.....	105
V - Conclusion.....	114
<b>2<sup>ème</sup> Partie : Cas d'hermaphrodisme observé chez le Merlu <i>Merluccius merluccius</i>, L 1758) pêché dans la baie d'Oran</b>	
I- Introduction.....	115
II- Matériel et méthodes.....	116
III- Résultats .....	116
VI- Discussion et conclusion.....	118

**CHAPITRE 5: Etude la bioaccumulation  
des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn et leur impact sur l'espèce *Merluccius  
merluccius* de la baie d'Oran**

I – Introduction.....	121
II - Pollution marine .....	124
1- Généralités sur les polluants.....	124
2- Types de polluants.....	125
2.1- Mode d'apport.....	126
III - Les métaux traces .....	127
1- Introduction.....	127
2- Situation générale des métaux en Méditerranée .....	127
3- Etat général de la pollution du bassin algérien.....	132
4- Situation général de la pollution du littoral oranais.....	137
5- Définition, rôles biologiques et utilisation des métaux lourds.....	140
6- Les métaux existent sous différentes formes.....	142
7- Les métaux dans les milieux aquatiques.....	143
8- Voies d'assimilation des métaux lourds.....	146
9- Biodisponibilité et transfert des métaux chez les organismes aquatiques.....	147
9.1- Notion de biodisponibilité et spéciation.....	147
9.2- Transfert des métaux lourds vers les organismes aquatiques .....	148
10- Mécanisme d'excrétion des métaux.....	150
11- Bioaccumulation des métaux lourds dans les tissus mous des poissons.....	150
12- Bioaccumulation et biomplification des métaux dans les réseaux trophiques.....	152
13- Toxicité par les métaux lourds.....	153
14- Présentation des principaux ETM étudiés.....	156
14.1- Le cadmium.....	156
14.1.1- Propriétés fondamentales.....	156
14.1.2- Utilisations.....	156
14.1.3- Cycle et sources naturelles et anthropiques.....	157
14.1.4- Cadmium dans le milieu marin, organismes marins et sédiments.....	157
14.1.5- Bioaccumulation du cadmium.....	158
14.1.6- Propriétés biologiques et toxicité.....	159
14.2- Le plomb .....	161
14.2.1- Propriétés fondamentales.....	161
14.2.2- Utilisations.....	161
14.2.3- Cycle et sources naturelles et anthropiques.....	162
14.2.4- Le plomb en eau de mer et dans les organismes marins.....	162
14.2.5- Bioaccumulation du plomb.....	163
14.2.6- Propriétés biologiques et toxicité.....	163
14.3- Le zinc .....	164
14.3.1- Propriétés fondamentales.....	164
14.3.2- Utilisations.....	165
14.3.3- Cycle et sources naturelles et anthropiques.....	165
14.3.4- Le zinc en eau de mer et dans les organismes marins.....	165
14.3.5- Bioaccumulation du zinc.....	166
14.3.6- Propriétés biologiques et toxicité.....	166
VI- Matériel et méthodes.....	167
1- Collecte du matériel d'étude.....	167
2- Technique d'étude.....	168
2.1- Echantillonnage.....	168

2.2- Minéralisation.....	169
2.3- Dosage .....	171
2.4- Assurance de la qualité du dosage.....	173
2.5- Détermination de la teneur en eau.....	174
2.6- Traitement statistique des résultats.....	175
V- Résultats.....	175
1- Variations saisonnières des pourcentages des teneurs en métaux lourds dans le muscle et le foie du merlu de la baie d'Oran .....	176
2- Evaluation statistique des concentrations en métaux lourds (Zn, Pb et Cd) pendant les périodes du cycle de reproduction du merlu.....	180
2.1- Evaluation statistique des concentrations en zinc.....	180
2.1.1- Evaluation statistique des concentrations en zinc pendant les deux périodes du cycle de reproduction.....	180
2.1.2- Evaluation statistique des concentrations en zinc entre les saisons.....	181
2.1.3- Evaluation statistique des concentrations en zinc chez les deux sexes.....	181
2.2- Evaluation statistique des concentrations en cadmium.....	182
2.2.1- Evaluation statistique des concentrations en cadmium pendant les deux périodes du cycle de reproduction.....	182
2.2.2- Evaluation statistique des concentrations en cadmium entre les saisons.....	182
2.2.3- Evaluation statistique des concentrations en cadmium chez les deux sexes.....	183
2.3- Evaluation statistique des concentrations en plomb.....	183
2.3.1- Evaluation statistique des concentrations en plomb pendant les deux périodes du cycle de reproduction.....	183
2.3.2- Evaluation statistique des concentrations en plomb entre les saisons.....	183
2.3.3- Evaluation statistique des concentrations en plomb chez les deux Sexes.....	184
3- Variations des teneurs en métaux lourds (Cd, Pb et Zn).....	184
4- Variations des teneurs moyennes en métaux lourds en fonction des organes et Sexes.....	184
5- Variations mensuelles des concentrations moyennes en métaux lourds dans le muscle et le foie du merlu de la baie d'Oran.....	186
6- Variations des teneurs en métaux lourds par rapport aux classes de tailles.....	188
7- Variations des teneurs en métaux lourds dans le foie et le muscle des merlus femelles et mâles de la baie d'Oran en fonction de la maturité sexuelle.....	197
8- Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds chez les merlus pêchés dans la baie d'Oran (2006) en fonction du Facteur de condition K et Rapport Hépat-Somatique RHS.....	203
V- Discussion et conclusion.....	211
Conclusion générale et perspectives.....	227
Références bibliographiques.....	203

---

---

## Introduction

---

---

**Clicours.COM**

## Introduction générale

La mer Méditerranée est riche en ressources marines. Son écosystème marin unique aux eaux tempérées chaudes se caractérise par une biodiversité exceptionnelle. Depuis des millénaires, ses espèces marines constituent, d'une part, un moyen de subsistance pour l'homme et, d'autre part, le moteur des économies nationales de la région. Cependant, la croissance démographique et la demande accrue en ressources marines font craindre le déclin des espèces ichtyologiques et l'appauvrissement de la diversité marine locale dans son ensemble. Outre la surexploitation potentielle des ressources marines, la pollution, l'eutrophisation, le développement urbain et la dégradation de l'habitat sont quelques-unes des menaces anthropogéniques auxquelles les espèces marines méditerranéennes sont confrontées (**Caddy 1993**).

Les poissons marins présents en Méditerranée sont exposés aux différentes menaces importantes sus-énumérées. Ainsi, plus de la moitié des espèces de poissons marins sont affectées, directement ou indirectement, par les activités de pêche. En effet, la pêche, qu'elle soit ciblée ou non, constitue de loin la menace la plus inquiétante puisqu'elle concerne 33 % des espèces de poissons marins autochtones du bassin méditerranéen. Par ailleurs, 18 % des poissons marins de la région sont menacés par les prises accessoires. Les espèces côtières de grande taille (qui, d'un point de vue biologique, sont plus vulnérables à l'exploitation) et les espèces fréquentant les zones soumises aux pressions de la pêche intensive et/ou à d'autres pressions continues suscitent de nombreuses préoccupations.

Les autres menaces importantes incluent la pollution (pour 7,5 % des espèces), la perte d'habitat (7,4 % des espèces) et les perturbations anthropiques (5 % des espèces). Seul un faible pourcentage d'espèces (< 1 %) est menacé par des espèces envahissantes ou exotiques (**Zenetos et al., 2008 ; Golani & Appelbaum-Golani, 2010**).

Or les données disponibles indiquent que le poisson constitue le produit de l'écosystème aquatique le plus consommé par l'Homme. Il s'est avéré que ces organismes aquatiques sont des vecteurs de contamination aux substances organiques et inorganiques chez ce dernier (l'Homme). Cependant, les poissons servent de bioindicateurs pour le suivi de la contamination et l'évaluation de l'état de santé des hydrosystèmes et leur qualité reflète souvent celle de leur milieu et restent un outil fiable pour l'évaluation de l'état de l'environnement du microcosme qu'ils colonisent. En effet, les organismes marins sont capables, grâce à la dynamique de leur métabolisme, d'accumuler des éléments contaminants de l'environnement immédiat dans certains de leurs organes.

La contamination des écosystèmes aquatiques par des substances étrangères et, en particulier, par les métaux lourds demeure un sérieux problème d'environnement de plus en plus inquiétant. Utilisés dans la plupart des procédés industriels, ces substances toxiques sont ensuite rejetées via les effluents dans le milieu récepteur souvent sans traitement préalable. En effet, les activités anthropiques sont les principales responsables de la dégradation de la qualité des écosystèmes dont les sédiments constituent de véritables réservoirs pour l'accumulation des métaux.

## Introduction générale

---

La mer est, en effet, décrite comme le réservoir final de ces composés dangereux, qui y sont tous potentiellement transférés. Ces éléments métalliques sont présents dans tous les compartiments de l'écosystème aquatique (eaux, sédiments, faunes et flores). Par leur résistance à la biodégradation, leur rémanence et leur toxicité, ces éléments nocifs peuvent se concentrer dans les tissus des organismes vivants où ils sont piégés entraînant, ainsi, une augmentation de leur concentration dans les organismes au cours de leur vie (**Loizeau et al., 2001**). Leur transfert s'effectue alors par voie alimentaire dans les réseaux trophiques, où ils sont susceptibles de se bioamplifier d'un maillon trophique à un autre (**Burreau et al., 2004; Nfon et Cousins, 2006**). Les prédateurs de rang trophique élevé sont donc particulièrement exposés, et peuvent renfermer des concentrations en éléments traces très importantes, pouvant avoir des effets sur leurs fonctions physiologiques (**Ahlborg et al., 1994 ; Loonen et al., 1996**). Tous les consommateurs finaux, y compris l'Homme, sont donc exposés.

La compréhension des processus d'intégration des métaux lourds dans les réseaux trophiques, leur bioaccumulation dans les organismes, et finalement les effets toxiques directs ou indirects qu'ils peuvent engendrer sur les individus, les populations et les écosystèmes, en général, sont donc des questions majeures que se pose la communauté scientifique à travers le monde.

La connaissance des mécanismes de bioaccumulation est donc essentielle dans l'évaluation et la gestion du risque engendré par l'exposition aux xénobiotiques. Ce phénomène 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**).

Jadis l'activité de pêche, en Algérie, a été alignée parmi les secteurs non stratégiques; ensuite, elle a pu reconquérir sa place relative aux potentialités qu'elle recèle. En effet, avec une façade maritime de plus de 1550 km renfermant une surface réservée à la pêche maritime de 9,5 millions d'hectares, plus d'une trentaine de ports réparties en trois catégories (ports mixtes, ports de pêche et abris de pêche), avec une flottille forte de 4532 unités (494 chalutiers, 1077 sardiniers, 2935 petits métiers et 15 Thoniers), et d'un effectif marin de 30.000 inscrits maritimes en 2009, ce secteur a pu développer une activité économique méritant toute l'attention qu'on lui a accordé en disposant d'un potentiel appréciable en mesure de contribuer à la sécurité alimentaire du pays, la création d'emplois et la consolidation économique du pays (**MPRH, 2009**).

La pêche pratiquée au niveau du bassin algérien cible une grande variété d'espèces pélagiques et secondairement quelques espèces démersales, avec une production annuelle avoisinant les 150 mille tonnes par an (**FAO, 2007**).

Parmi les espèces démersales pêchées le long du littoral occidental algérien, nous avons choisi, dans le cadre de ce projet de thèse, le Merlu (*Merluccius merluccius* L., 1758) qui représente la plus importante des espèces de poissons démersaux exploitées dans la région, d'une part, et sur la base des diagnostics entrepris sur la production dans la région nord ouest

## Introduction générale

---

africaine et particulièrement en Algérie, qui ont montré que les prises dénotent une dynamique saisonnière dans le temps et dans l'espace, d'autre part. Par ailleurs, les prises des chalutiers côtiers sont constituées principalement de jeunes merlus de tailles petites et moyennes, rencontrés généralement au niveau du plateau continental dans des profondeurs inférieures à 200 m (FAO, 1986 ; FAO, 1990).

Egalement, de part son rang trophique élevé, le Merlu est potentiellement exposé à la bioaccumulation de ces composés inorganiques, il est donc fort important et très intéressant d'évaluer son niveau et ses mécanismes de contamination et décontamination. Partant de ce fait, le merlu algérien, réputé par sa qualité gastronomique, mérite une attention particulière et des études approfondies afin de mieux comprendre sa dynamique, maîtriser son cycle biologique et son utilisation comme outil biologique pour estimer l'impact de l'activité anthropique dans l'écosystème marin.

La finalité de cette étude a donc un double objectif: il s'agit, dans un premier temps, d'enrichir les connaissances d'ordre biologique (croissance et reproduction) se rapportant à l'espèce *Merluccius merluccius* 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) des métaux traces en vue de déterminer les concentrations des contaminants présumés (zinc, 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).

La présentation de notre travail de recherche s'articule autour de cinq grands chapitres:

**Le premier chapitre** relatif 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 de l'espèce ciblée dans cette étude: *Merluccius merluccius*.

**Le deuxième chapitre** se rapporte à une étude analytique sur la pêche du Merlu en Algérie et particulièrement au niveau de la Wilaya d'Oran.

**Le troisième chapitre** aborde en détail l'étude de la croissance du Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran.

**Le quatrième chapitre** expose une étude approfondie de la Biologie de la Reproduction du Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran. Il est scindé en *deux grandes parties* :

## Introduction générale

---

-une *première partie* mettant en relief les connaissances acquises sur la reproduction de l'espèce *M. merluccius* ;

- une *seconde partie* mettant en évidence un cas d'hermaphrodisme fonctionnel chez le Merlu, observé pour la première fois, dans les eaux algériennes.

**Le cinquième chapitre** correspond a une analyse bibliographique exhaustive sur l'état des connaissances sur la bioaccumulation des trois métaux ciblés (zinc, 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 les tissus hépatiques et musculaires de l'espèce *M. merluccius*.

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

---

---

**CHAPITRE 1: Contexte scientifique**  
**1<sup>ère</sup> Partie : Présentation de la Zone d'étude**

---

---

## Présentation de la zone d'étude

### Introduction

Le bassin algérien est localisé au Sud du bassin occidental méditerranéen à une latitude de 35° à 40° Nord pour une longitude de 2° Ouest à 7° 45 Est. Il est situé à l'Est de la Mer d'Alboran, entre l'Algérie au Sud, les îles Baléares au Nord Ouest et la Sardaigne au Nord Est (**Benzohra & Millot, 1995**).

L'Algérie dispose d'une large façade maritime qui se situe au cœur de la Méditerranée. Partie intégrante du sous continent Nord Africain, et s'étend sur une superficie de 2 381 741 km<sup>2</sup>, longe d'Est en Ouest la Méditerranée sur 1 622 km et s'étire du Nord vers le Sud sur près de 2 000 km. Du point de vue écologique, le littoral algérien est riche et diversifié. Sa façade maritime longue alterne rivage rocheux, plages sablonneuses et zones humides. Ce littoral est caractérisé par un plateau continental réduit à l'exception de la région de Ghazaouet (wilaya de Tlemcen) à l'extrême Ouest, et la région d'El Kala (wilaya d'El Taref) à l'extrême Est. La côte Algérienne est définie par ces deux couches d'eaux superposées, l'eau Atlantique modifiée et l'eau Méditerranéenne (**Benzohra & Millot, 1995**).

### 1- Localisation géographique et circulation générale

#### 1.1- Caractéristiques générales de la Méditerranée

La Méditerranée est une mer épicontinentale semi-fermée de 4 000 km de long, de 800 km de large et de 1500 m de profondeur en moyenne. D'une superficie totale de près de 3 millions de km<sup>2</sup> (mer Noire comprise), la Méditerranée représente respectivement 0.7 % et 0.3 % de la surface et du volume de l'océan mondial (**Béthoux et al., 1999**). Elle est bordée par trois continents : au Nord par l'Europe, au Sud par l'Afrique et à l'Est par l'Asie (**Quignard, 2002; Astruc, 2005**). Elle doit son nom au fait qu'elle est littéralement une « mer au milieu des terres », en latin *mare medi terra*. Exposée à un climat continental sec, les pertes par évaporation sont supérieures aux apports cumulés des précipitations et des fleuves, expliquant les salinités très élevées (jusqu'à 39.1) rencontrées dans les eaux méditerranéennes (**Jacques & Tréguer, 1986**). Elle est caractérisée par l'étroitesse de son plateau continental et de sa zone littorale et un bassin hydrographique restreint, particulièrement dans la partie nord. Cette côte méditerranéenne se présente sous la forme de quatre grandes concavités. Elle est constituée de plages sableuses, de platiers rocheux, de falaises mortes ou vives et de grandes dunes dominant immédiatement la côte. Ces structures sont interrompues au niveau des embouchures d'oueds et des lagunes. La Méditerranée est bordée par 23 pays (dont Gibraltar et les Territoires Palestiniens). 69 fleuves se jettent dans la Méditerranée, les plus importants étant le Pô, le Rhône, le Nil et l'Ebre (**Béthoux et al., 1999**).

La Méditerranée se divise en deux bassins principaux de profondeur comprise entre 2 500 et 5 000 m, le bassin Algéro-Provençal et le bassin Levantin, séparés par le détroit de Sicile dont la faible profondeur contribue au découplage hydrodynamique et écologique des deux bassins

(Crise *et al.*, 1999). A l'inverse d'autres mers épicontinentales, les marges continentales sont peu développées, à l'exception du plateau Catalan, du plateau Tunisien et du Golfe du Lion, ce qui favorise les interactions directes entre eaux côtières et eaux profondes (Fig. 1).

Les mers marginales (mer Adriatique, mer Egée) contribuent par leurs apports à mitiger les conditions d'oligotrophie généralisées en Méditerranée (Crise *et al.*, 1999). Les eaux méditerranéennes sont en effet considérées comme parmi les plus oligotrophes de la planète et se caractérisent par un gradient d'oligotrophie qui s'accroît d'ouest en est (Jacques & Tréguer, 1986).

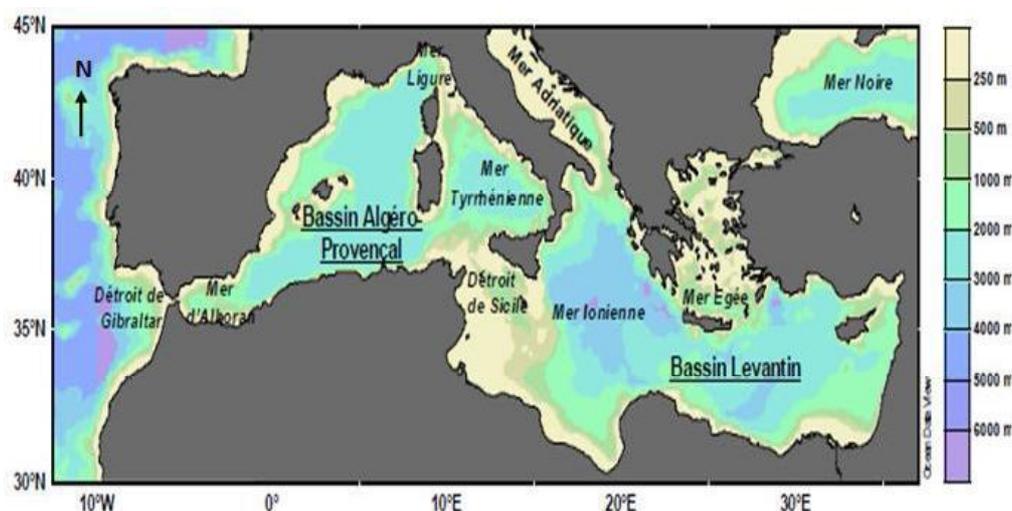


Figure 1: Méditerranée, localisation des principaux bassins, détroits et mers marginales (PAM/PNUE-CAR/PB, 2009).

## 1.2- Géomorphologie du littoral algérien

Couvrant 821 300 km<sup>2</sup> (le tiers de l'ensemble), la Méditerranée occidentale est toute entière inscrite à l'intérieur de l'arc alpin. Elle se compose de deux bassins triangulaires séparés par le seuil corso-sarde. La convergence des plaques tectoniques est responsable du développement de la Méditerranée occidentale.

Le bassin algéro-provençal est cerné au Nord-Est (mer Ligure, Corse, Sardaigne) et au Sud (le Tell) par des plates-formes étroites, ainsi que par des pentes continentales très inclinées et labourées par des nombreux canons. En mer d'Alborán, la pente est plus complexe; et est formée de plateaux marginaux (rehaussés de pitons provenant du démantèlement d'appareils volcaniques) et de bassins d'effondrement (Ouest-Alborán, qui communique avec le détroit de Gibraltar, et Est-Alborán, ouvert sur la mer d'Oranie, que sépare le seuil de l'île d'Alborán). Autour des Baléares (portées par un large promontoire en forme de bloc basculé et limité au sud par l'escarpement de l'« Émile-Baudot »), en mer catalane et dans le golfe du Lion, la

plate-forme s'élargit, tandis que la pente continentale s'adoucit et est parfois prolongée par de grands cônes sédimentaires construits avec les apports du Rhône et de l'Èbre. Les régions situées en dessous de 2 500 m (valeur moyenne) sont occupées par une plaine « bathyale » où le taux de sédimentation est élevé (3 cm par siècle). En pente doucement inclinée vers le sud, cette plaine est surmontée par des collines basses, circulaires ou oblongues. Ces bosses peuvent être des volcans (ou des laccolites), des anticlinaux ou, plus probablement, des dômes de sel (structure diapirique), comme l'ont révélé les sondages sismiques et les forages profonds. Les plus nombreuses ont été repérées en mer d'Oranie et entre le cône du Rhône et la Corse. (**Béthoux et al., 1999**).

70 % des 1550 km de côtes algériennes sont des falaises de grès argileux ou calcaires jurassiques, entrecoupées de promontoires rocheux. La hauteur de ces falaises varie de 8 à 100m à l'exception de celles de la wilaya d'Aïn-Témouchent qui atteignent 200m de haut et descendent à -50m au dessous du niveau de la mer. La partie restante des côtes est formée de plages sablonneuses dont certaines se sont encadrées par des affleurements de roches éruptives et de cordons dunaires (**Boutiba, 1992**).

D'une façon générale, les fonds à proximité des caps sont accidentés et présentent des éboulis importants, tandis que les plages se prolongent par des fonds sablonneux. Le plateau continental est réduit, comme sur toute la côte algérienne, et assez accidenté. Ainsi, il se caractérise par de nombreux bancs, hauts-fonds et vallées sous-marines. Les fonds sont plus réguliers près de la côte (au-dessus des -50 m). Le talus continental algérien est très étroit avec des profondeurs atteignant rapidement plus de 200 m à 10 – 20 km de la côte (**Leclaire, 1972**); Cependant à l'intérieur du bassin, elles ne dépassent guère les 3000 m. La largeur moyenne de ce plateau est de 7km. Parfois, ce plateau est presque complètement absent entre 1°E et 8°E. A la latitude d'Alger, la pente du talus est parmi les plus importantes de l'ensemble du bassin occidental de la Méditerranée **Leclaire (1972)**.

### **1.3- Bathymétrie - Sédimentologie - Couverture sédimentaire du littoral algérien**

La nature des fonds marins dépend des apports sédimentaires d'origine marine (plancton, benthos, érosion côtière) ou/et terrigène (apports solides des oueds). L'érosion marine du littoral en général, des côtes rocheuses, des falaises côtières en particulier, aboutit à la formation de zones d'éboulis sur les petits fonds à proximité de la côte et au pied des falaises : fonds rocheux, fonds de galets ou de cailloutis. Ainsi la sédimentation des fonds marins du littoral algérien conditionne la nature et la mise en place de la flore et de la faune benthiques, et delà des peuplements ou communautés benthiques et ichtyologiques **Leclaire (1972)**.

Le littoral algérien se caractérise par une côte basse correspond généralement un plateau continental large à pente faible et une côte élevée (massifs montagneux, falaises côtières) correspondent un plateau continental réduit ou parfois inexistant et une marge continentale escarpée (**Boutiba, 1992**).

Le long de la côte ouest algérienne, les fonds marins compris entre Oued-Isser et Cap Noé sont constitués de boues argilo-calcaires, alors ceux situés entre Cap Noé et les Iles Habibas sont de nature argilo-siliceuse. De Ghazaouet à Rachgoun, les fonds entre 250 et 350m sont des formations volcaniques ayant l'apparence de chandeliers dont leurs sommets sont recouverts par des touffes de coraux à *Dendrophyllum*. Le substrat des fonds est donc caractérisé par une granulométrie variable : graviers, sables et vases constituent des fonds meubles, qui alternent parfois très étroitement avec les rochers, les blocs et les éboulis (Maurin, 1962).

#### **1.4- Hydrodynamisme**

Le régime des courants et la géomorphologie générale de la Méditerranée sont complexes et illustrés schématiquement dans la figure 2. Les niveaux d'oxygène sont presque saturés dans la couche superficielle (6 ml/l en hiver et 4,8 ml/l en été). Dans les eaux profondes, la concentration en oxygène se situe aux environs de 4,5 ml/l dans le bassin occidental et de 4,2 ml/l dans le bassin oriental. Les principaux fleuves sont l'Èbre, le Rhône, le Pô et le Nil (Millot & Taupier-Letage, 2005)

La géographie de l'Algérie fait du littoral algérien une zone fortement influencée par les facteurs hydrologiques du bassin méditerranéen (Boutiba, 1992). Le bassin algérien constitue une zone clé pour la circulation générale dans la Méditerranée occidentale (Puillat et al. 2002), un réservoir où l'eau d'origine atlantique s'accumule avant de s'écouler vers le Nord et vers l'Est (Millot, 1985).

Les eaux atlantiques constituent l'essentiel du courant algérien, pénètrent en surface par le Détroit de Gibraltar quittant les côtes espagnoles pour rejoindre les côtes algériennes. Il est défini comme une veine de 30 à 40Km de largeur et de 150 à 200m d'épaisseur, c'est de l'eau océanique qui est modifiée par interaction avec l'atmosphère et le mélange avec les eaux méditerranéennes. Elles sont caractérisées par des températures variables en surface (15 à 23°C). Ce courant circule d'ouest en est ayant des vitesses maximales de l'ordre 80-100 cm/s (Perkins et al., 1990; Millot & Taupier, 2005). Ce courant génère des upwellings côtiers plus ou moins intenses près des côtes (Millot, 1989). Décalé latitudinalement vers le sud, le bassin Levantin reçoit un flux de chaleur plus élevé entraînant une forte évaporation de la couche de surface et des processus de formation d'eaux denses de salinités élevées (S=38.5-38.7) qui alimentent la circulation profonde.

Les eaux levantines intermédiaires (LIW-Levantine Intermediate Waters), caractérisées par un maximum de température (13.2-14°C) et de salinité (38.5) entre 200 et 1000 m, circulent alors vers l'ouest le long des côtes Algériennes mais sans aucune orientation d'Est en Ouest et constituent une part importante du flux d'eaux méditerranéennes sortant en profondeur à Gibraltar (Boutiba, 1992).

Des processus similaires de formation d'eaux profondes se produisent en d'autres endroits lors d'épisodes de vents froids, comme en mer Tyrrhénienne avec la formation des eaux denses tyrrhéniennes (TDW-Tyrrhenian Dense Water) et dans le Golfe du Lion avec la

formation des eaux profondes de Méditerranée Occidentale (WMDW-Western Mediterranean Deep Waters) et des eaux hivernales intermédiaires (WIW-Winter Intermediate Waters) (Millot, Taupier-Letage, 2005).

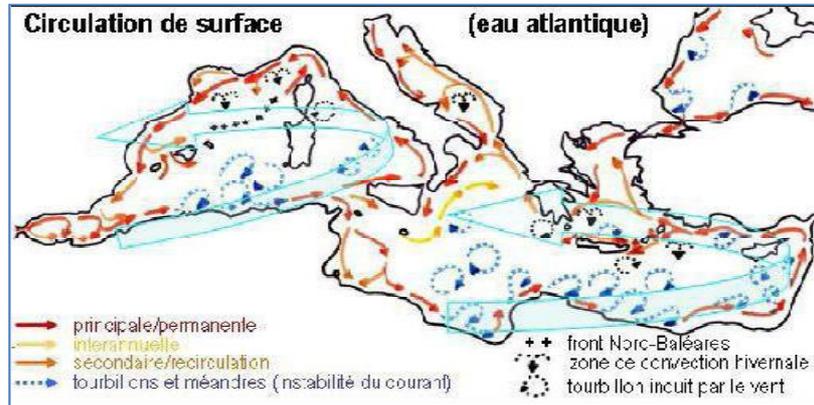


Figure 2: Circulation générale des eaux superficielles en méditerranée et en Mer noire (Millot & Taupier-Letage, 2005).

## 1.5- Facteurs hydrodynamiques

### 1.4.1- La houle

Etant le facteur le plus important dans la dynamique sédimentaire des petits fonds, sa direction de propagation est liée à celle du vent et de la profondeur, tant que la profondeur est plus grande que la longueur d'onde de la houle. Ainsi la houle de la baie d'Oran suit le régime des vents, qui est un régime saisonnier comme pour le reste de la marge algérienne (Leclaire, 1972).

En hiver, les houles sont de direction W-NW (300°) et, en été, elles sont de direction N-NE (20°- 40°) (Benzohra, 1993; Belkessa et al., 2008). Au contact des irrégularités du fond, les houles donnent lieu à des rouleaux qui provoquent la mise en suspension des particules favorisant leur déplacement. Le sens et l'intensité de ce courant sont fonction de l'amplitude, de l'incidence de la houle par rapport à la côte, de la topographie de la plage sous-marine et de la granulométrie des sédiments (Millot, 1989).

Dans le cas général de houles de petites et moyennes amplitudes, les courants ne sont notables que dans les zones de déferlement et n'affectent donc que le triage des sables et des graviers de la frange littorale "fond -10 m". Ils assurent le transport latéral par dérive littorale et la dispersion. Par contre les houles de fortes amplitudes pourraient agir jusqu'à des fonds de "-40 m à - 60 m".

#### **1.4.2- Les courants**

La Méditerranée est connue par son excès d'évaporation par rapport aux apports fluviaux et aux précipitations, ceci est responsable d'une baisse de niveau de la mer estimée à 1m/an, ce déficit est compensé par un flux entrant (de 31600 Km<sup>3</sup>/an) d'eau atlantique, par le détroit de Gibraltar. Ces eaux de salinité (S < 36,5 PSU), au fur et à mesure de leur progression vers l'Est, elles se «méditerranisent» le long des côtes algériennes, d'où l'appellation du courant algérien (**Benzohra, 1993**).

Les côtes algériennes sont plus ou moins influencées par ce courant, qui agit sur la distribution des facteurs physico-chimiques, nutritifs, biologiques voire sur la dispersion des polluants. La vitesse du courant général des eaux atlantiques de Gibraltar vers l'est reste généralement dans un ordre de grandeur de 0,5 à 1 m/s, au large des côtes algériennes. Ce courant général crée dans la plupart des baies un contre courant littoral vers l'Ouest (**Benzohra, 1993**).

- Le courant de retour : correspond à une zone de flot de retour à partir du courant existant au lieu de déferlement de la houle. Ces courants possèdent une vitesse qui dépend de l'énergie de la houle et de la pente de la plage. Ces courants sont responsables de la dispersion d'une partie des sédiments côtiers vers le large.

- Les courants de dérive littorale : Lorsque la houle arrive à la côte avec une incidence oblique celle-ci donne naissance à un courant de dérive littorale. La vitesse de ce courant est maximale pour un angle d'incidence de 45 % à 50%. La dérive littorale prend naissance au niveau de la zone de déferlement où l'énergie est maximale. Cette énergie permet la remise en suspension et le transit des particules sédimentaires le long de la côte (**Millot, 1987**).

La baie d'Oran présente la même circulation que le bassin algérien, ces masses d'eau sont décrites par ces mêmes auteurs (**Millot & Taupier-Letage, 2005**).

#### **1.5- Etat Algérie actuel de la Biodiversité marine du Bassin algérien**

La Bioclimatologie et l'étendue de l'aire géographique de l'Algérie sont à l'origine de l'existence d'une diversité éco-systémique importante. Avec une superficie globale de 27 998 km<sup>2</sup> (mer intégrale) l'écosystème marin reste peu connu en Algérie et ce en dépit du fait qu'il constitue un réservoir d'une très riche biodiversité.

Au plan de l'évaluation de la diversité génétique marine, il est important de mettre en exergue la faiblesse du stock des connaissances scientifiques des taxons existants en Algérie. Néanmoins, une étude de synthèse réalisée par **Grimes et al. (2004)** fournit une base de référence nationale avec un diagnostic assez exhaustif. Cette synthèse a mis en évidence, tout le long des côtes algériennes, la présence d'un cortège diversifié d'espèces en Méditerranée. Il y a lieu de citer, à cet effet, quelques espèces végétales emblématiques telles que *Cystoseira algeriensis*, *C. amentacea*, *Laminaria*, *Goniolithon byssoides*, les bourrelets à *Corallina elongata* ainsi que *Lithophyllum lichenoides*. De même, de très beaux herbiers tapissent les

**Chapitre I : Contexte scientifique**  
**Première partie: Présentation de la Zone d'étude**

fonds côtiers notamment les prairies à *Posidonia oceanica*, à *Cymodosa nodosa*, à *Zostera marina* et à *Zostera noltii*. A noter que les prairies à Posidonies stabilisent les littoraux et sont garantes de la pérennité des rivages. Elles se distinguent par une productivité biologique considérable et jouent un rôle important dans la dynamique des populations de poissons et influent, de fait, sur l'activité des pêcheries littorales.

Les invertébrés benthiques les plus remarquables sont représentés par *Centrostephanus longispinus* (Oursin diadème), *Paracentrotus lividus* (Châtaigne de mer), *Patella ferruginea* (Grande patelle), *Pinna nobilis* (Grande Nacre de Méditerranée), *Pinna pernula*, *Lithophaga lithophaga* (Datte de mer), *Homarus gammarus* (homard européen), *Maja squinado* (Araignée ou chouette de la mer), *Palinurus elephas* (Langouste commune), *Scyllarides latus* (grande cigale de mer). Les cétacés les plus remarquables de la mer Méditerranée sont *Balaenoptera physalus* (Rorqual commun), *Delphinus delphis* (Dauphin commun), *Stenella coeruleoalba* (Dauphin Bleu et Blanc), *Tursiops truncatus* (Grand dauphin), *Grampus griseus* (Dauphin de Risso), *Globicephala melas* (Globicéphale noir), *Physeter macrocephalus* (Cachalot), *Ziphius cavirostris* (Baleine de Cuvier) (**Grimes et al., 2004**).

Par ailleurs, selon les auteurs de l'étude, la diversité biologique marine connue s'élève à 3183 espèces dont 3080 ont été confirmées après 1980 (Tab. 1). Cette richesse se répartie entre 720 genres et 655 familles ; la flore marine est elle estimée à 713 espèces regroupées dans 71 genres et 38 familles. Si l'on rajoute la végétation littorale et insulaire, la faune ornithologique marine et littorale la biodiversité totale connue de l'écosystème marin côtier algérien est de 4150 espèces, dont 4014 sont confirmées pour un total de 950 genres et 761 familles. Il serait juste de rappeler que ces chiffres ne reflètent pas la biodiversité réelle mais plutôt celle connue. Objectivement, cette dernière est bien inférieure à celle réelle pour différentes raisons : limitation de l'essentiel des prospections à la frange bathymétrique accessible (0-200 m), voire moins de 40 m pour le benthos des fonds durs. De plus, des segments entiers de la côte algérienne restent encore largement inexplorés et plus particulièrement sur la côte Est. Il faut reconnaître que l'essentiel des données disponibles provient d'abord du secteur Centre et ensuite du secteur Ouest. Cette situation participe indéniablement à la sous estimation de la biodiversité totale (**Grimes et al., 2004**).

**Tableau 1:** Structure générale de la biodiversité marine en Algérie  
**(Grimes et al., 2004)**

	Nombre d'espèces citées	Nombre d'espèces confirmées	Nombre de genres	Nombre de familles
Flore marine	713	713	71	38
Faune marine	3183	3080	720	655
Total Général	3896	3793	791	693

Selon **Boutiba (2003)**, la bande côtière est un paradis de vie : plus de 90% de la pêche s'effectue dans la baie d'Oran, dont la profondeur ne dépasse guère les 200 mètres et dont la superficie n'accède pas 7 à 8% de l'étendue totale du bassin algérien. Le littoral Ouest-algérien se caractérise par une importante biomasse phytoplanctonique estimée entre 21912 et 60378 tonnes. Sous l'effet du courant Atlantique la biomasse zoo planctonique et micro nectionique est très importante en saison hivernale (**Boutiba, 1992**). D'autre part, cet auteur a mentionné la présence de 13 espèces de mammifères marins fréquentant les côtes Maghrébines (Dauphins et Phoques), environ 300 espèces de poissons et près de 8 espèces de Mollusques. Quant aux reptiles, ils sont majoritairement représentés par deux espèces qui sont la tortue caouanne *Caretta caretta* et la tortue luth *Dermochelys coriacea*. Récemment, **Boutiba (2012)**, signale l'existence de 11 espèces de cétacés fréquentant les eaux algérienne

## **2- La zone d'étude**

### **2.1- Introduction**

La baie d'Oran (Fig. 3) est située au Nord Ouest d'Algérie et au Sud Ouest de la Méditerranée, elle appartient à la chaîne côtière du Tel Septentrional (Djebel Murdjadjo et Djebel Khar) (**Leclaire, 1972**). Le littoral oranais est un ensemble de forme de relief dont le façonnement dépend directement ou indirectement des actions de la mer, il comprend la ligne de côte dont les plages et les falaises font partie; ces dernières se différencient d'une zone à une autre (**Leclaire, 1972**). La côte oranaise est bordée de falaises qui sont localisées notamment au Cap Falcon (**Boutiba, 2007**). Cette baie se caractérise par l'absence d'Oued, excepté de rares Oueds côtiers d'importance très modeste. Le golfe d'Oran occupe la partie centrale du littoral oranais et s'ouvre d'ouest en est ; elle est bordée sur 30km de terres élevées et dessine une demi circonférence à peu près régulière depuis le Cap Falcon jusqu'au Cap de l'Aiguille. Elle est comprise entre la baie des Andalouses et le golfe d'Arzew. Selon **Maurin (1962)**, les fonds marins de l'Ouest-Algérien sont de caractère argilo-silicieux du Cap-Noé jusqu'aux îles Habibas. Le constituant majeur des sédiments au niveau de la côte ouest algérienne est représenté par le calcaire qui tapisse la plate forme littorale et le rebord continental précisément dans la baie d'Oran et ses abords; quant aux sédiments siliceux, ceux-ci sont faiblement représentés (**Leclaire, 1972**).

Selon **Tinthoin (1952)**, le rebord du littoral oranais est relativement étroit et accidenté, il s'abaisse sensiblement le long du golfe d'Arzew et remonte contrairement au voisinage des massifs d'eau. Cet étagement met en relief le plateau et le talus continental.

Le littoral oranais est désigné par le territoire compris entre les marais de la Macta à l'Est, les dépressions de la Sebka d'Oran et les salines d'Arzew au Sud et la Méditerranée au Nord et à l'Ouest (**Balegh, 2001**). Ce littoral s'allonge sur une centaine de kilomètres, et présente une largeur moyenne de 20 à 25 km.

Le golfe d'Arzew (35° 56' 00 N et 0° 25' 09 W ; 36° 56' 00 N et 0° 6' 00 W) est situé entre le Cap Carbon à l'ouest et la Pointe de Salamandre à l'est. Le plateau continental de cette zone présente une très forte pente (**Leclaire, 1972**) au pied des djebels Ourousse et Sicioum (à proximité de Cap Ferrat et de Cap Carbon) (**Chachoua et al ; 2007**). Par contre, dans les

autres secteurs, nous notons la présence d'une pente douce jusqu'à l'embouchure de l'Oued Cheliff, en particulier entre l'isobathe -50 et -100 m, les fonds descendent en pente très douce (Caulet, 1972).

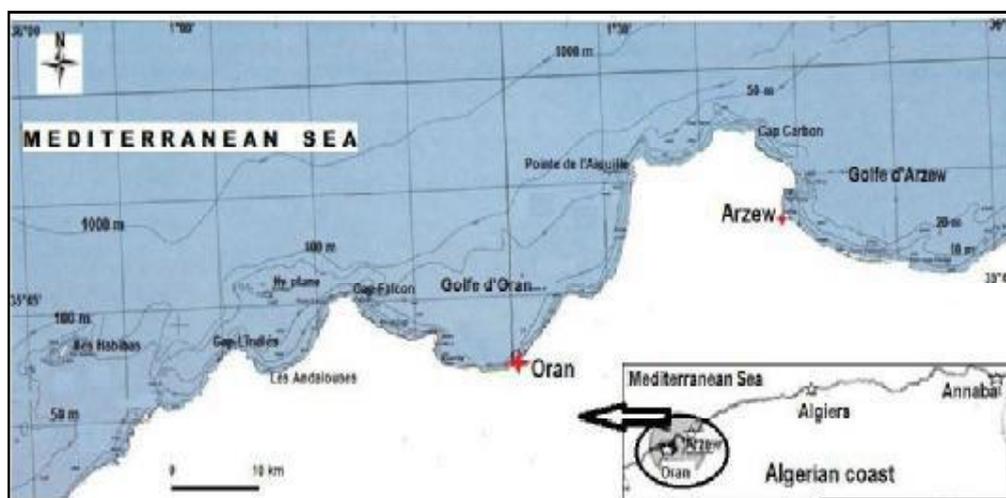


Figure 3: Position géographique de la zone d'étude: la baie d'Oran

## 2.2- Le bioclimat

Sous climat méditerranéen, le littoral oranais se caractérise par une tendance vers le semi-aride, essentiellement due à la faiblesse des précipitations. Cette tendance générale est plus particulièrement accentuée vers l'extrémité nord des caps. Deux directions de vent présentent une fréquence élevée sur le littoral oranais : ouest-sud-ouest et nord-nord-est. Les premiers, souvent les plus violents, présentent une fréquence élevée durant toute l'année, avec cependant un maximum de saison pluvieuse, tandis que les seconds n'acquièrent une fréquence relativement dominante que durant la période estivale. 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 (Ghodbani, 2001).

La wilaya maritime d'Oran possède deux ports : le port d'Oran et celui d'Arzew (Fig. 4 et 5) respectivement.

- Le port d'Oran est situé au milieu d'une baie large de 28km, entourée de falaises. Il est situé au sein d'un golfe qui occupe la partie centrale du littoral oranais et qui dessine un arc plus au moins régulier depuis le cap Falcon, au nord-ouest d'Ain El Turk, jusqu'à la pointe de l'Aiguille, à l'est. Géographiquement, les coordonnées de ce port : latitude 35° 56' Nord et longitude 00° 04' 30'' Est.

Le port d'Oran est exposé aux vents dominants de l'Ouest ; sa protection est essentiellement assurée par la jetée du large d'une longueur de près de trois Kilomètres, parallèles à la rive où sont construites les terres pleines et les bassins. Le port d'Oran offre un plan d'eau de plus de

**Chapitre I : Contexte scientifique**  
**Première partie: Présentation de la Zone d'étude**

---

122 hectares, reparti en huit bassins. Les terres pleines occupent une superficie de 200000 m<sup>2</sup> et les magasins d'entreposage 20 332 m<sup>2</sup> (Grimes et Boudjakdji, 1996). Ce port est a vocation industrielle et commerciale puisque c'est un centre de pêche, de marchandise et de transit.

- Le port d'Arzew est situé à 45 Km de la wilaya d'Oran il est rattaché à l'EURL/EGPP Arzew le siège de la Direction Générale qui est situé au niveau du port de pêche. C'est un port mixte comme celui d'Oran. Sa position géographique : Latitude nord: 35°50'00'' et 35°52'00''Longitude ouest : 00°08'30'' et 00° 17'00''.



**Figure 4 : Port de pêche d'Oran**



**Figure 5 : Port de pêche d'Arzew**

## Présentation de l'espèce Le merlu (*Merluccius merluccius*)

### I - Introduction

Le merlu est connu depuis l'Antiquité. C'est lui qu'Aristote nommait « Onos » (âne) à cause de sa coloration grise et de la longue ligne noire qui parcourt son flanc. **Belon (1553)** naturaliste, par analogie avec le brochet, l'appela Maris Lucius d'où son nom actuel de *Merluccius* (**Belloc, 1923**).

Le merlu (*Merluccius merluccius*, Linné 1758) (Fig. 6) est une espèce semi-démersale dont la répartition géographique est large et s'étend de la Norvège à la Mauritanie jusqu'en Méditerranée avec des pics de densité au niveau des îles britanniques et du sud de l'Espagne (**Casey & Pereiro, 1995**). C'est l'espèce la plus primitive dans le groupe de merlu euro-africain (**Inana, 1981; Kabatab & Ho, 1981**). Des différences génétiques sont observées entre le merlu (*Merluccius merluccius*) de Méditerranée et celui de l'Atlantique (**Roldan, 1998**). Selon **Dupont (1972)**, le merlu méditerranéen serait plus petit que celui de l'Atlantique, mais selon **Olivar et al.; (1992)**, il n'y a pas de différence significative. Le merlu est également une ressource importante dans les eaux méditerranéennes tant en termes de débarquements qu'en valeur économique (**Orsi-Relini et al, 2002; Maynou et al, 2003; Oliver, 1991**). Cet Ostéichthyen est présent dans toutes les mers, c'est un aliment très apprécié pour la consommation humaine. Son exploitation est ancienne et a un poids socio-économique important, particulièrement en Espagne, en France et aux Royaume-Uni. Plus d'un million de tonnes de merlu ont été capturées annuellement à travers le monde au cours des trois dernières décennies (**Alheit & Pitcher, 1995**). Depuis 1983, les débarquements mondiaux totaux ont fluctué, mais certaines espèces comme le merlu européen (*Merluccius merluccius*) ont subi une baisse constante.

Il vit principalement à des profondeurs comprises entre 70 et 400 m et plus largement entre 30 et 1000 m (**Casey & Pereiro 1995**). Le détroit de Gibraltar constitue une frontière géographique limitant les échanges entre les populations atlantiques et méditerranéennes, cette différenciation étant confirmée par des données méristiques (nombre de vertèbres) (**Belloc, 1935; Cadenat, 1952; Maurin, 1968**), mais aussi par des études génétiques (**Pla et al., 1991; Roldan et al., 1998 ; Lundy et al. 2000 ; Castillo et al., 2004 ; Cimmaruta et al., 2005**), biochimiques (**Imsiridou & Triantaphyllidis, 1999**), phylogénétiques (**Grant & Leslie, 2001**) et par la composition chimique des otolithes (**Swan et al. 2006**).



**Figure 6:** Le Merlu (*Merluccius merluccius* L. 1758).

Bien que l'existence de plusieurs populations n'ait pas été clairement mise en évidence en Atlantique, deux stocks sont considérés pour la gestion communautaire de la ressource par le CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer), séparés par le Cap Breton : le stock Nord réparti de la Norvège au golfe de Gascogne et le stock Sud correspondant aux côtes espagnoles et portugaises (ICES, 2007).

## II - Présentation de l'espèce

### 1- Position systématique

En Atlantique Nord-Est et en Méditerranée, le genre merlu est représenté par le merlu européen (*Merluccius merluccius* L.). Sur le plan systématique, le merlu occupe la position suivante :

<b>Embranchement</b>	: Vertébrés
<b>Sous embranchement</b>	: Gnathostomes
<b>Super classe</b>	: Poissons
<b>Classe</b>	: Osteichthyens
<b>Sous classe</b>	: Actinopterygiens
<b>Super ordre</b>	: Téléostéens
<b>Ordre</b>	: Gadiformes
<b>Famille</b>	: Merluccidés
<b>Sous Famille</b>	: Merluciné
<b>Genre</b>	: <i>Merluccius</i>
<b>Espèce</b>	: <i>merluccius</i>

## 2- Synonymes de *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758)

Le merlu est appelé scientifiquement, *Merluccius merluccius*, mais on lui attribut d'autres dénominations :

<i>Gadus merluccius</i>	Linnaeus, 1758
<i>Merluccius merluccius</i>	Linnaeus, 1758
<i>Gadus ruber</i>	Lacepède, 1803
<i>Onus riali</i>	Rafinesque, 1810
<i>Merluccius smiridus</i>	Rafinesque, 1810
<i>Merluccius esculentus</i>	Risso, 1827
<i>Merluccius vulgaris</i>	Fleming, 1828
<i>Hidronus marlucius</i>	Minding, 1832
<i>Merlucius sinuatus</i>	Swainson, 1838
<i>Merlucius ambiguus</i>	Lowe, 1841
<i>Merlucius lanatus</i>	Gronow, 1854
<i>Merluccius argentatus</i>	Günther, 1862
<i>Merluccius linnei</i>	Malm, 1877
<i>Onus guttatus</i>	(non Collett, 1890)
<i>Trachinoides maroccanus</i>	Borodin, 1934

## 3- Noms vernaculaires

F.A.O	: Merlu commun
Algérie	: Merlan
Allemand	: Seebecht
Anglais	: European hake
Espagnol	: Merluza (Adultes), Pescada (Gros spécimens), Pescadilla (Jeune spécimens).
Français	: Merlu, colin, merluchon, colinot, bâtard
Italien	: Nasello
Russe	: Abyknovennaya de Myerluza
Japonais	: Yoropaheiku
Appellation à tort	: Merlan
Code international	: hke
Arabe	: المرنوز

Le groupe de poisson connu sous le nom de merlu comprend 14 espèces appartenant au genre *Merluccius* (Tab. 2; Fig. 6). Il est largement réparti entre les deux hémisphères, dans les océans Atlantique, Pacifique et Indien (Fig. 7). Appelé merlan en Méditerranée, le merlu Européen, *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) est la seule espèce de merlu présente sur les côtes algériennes.

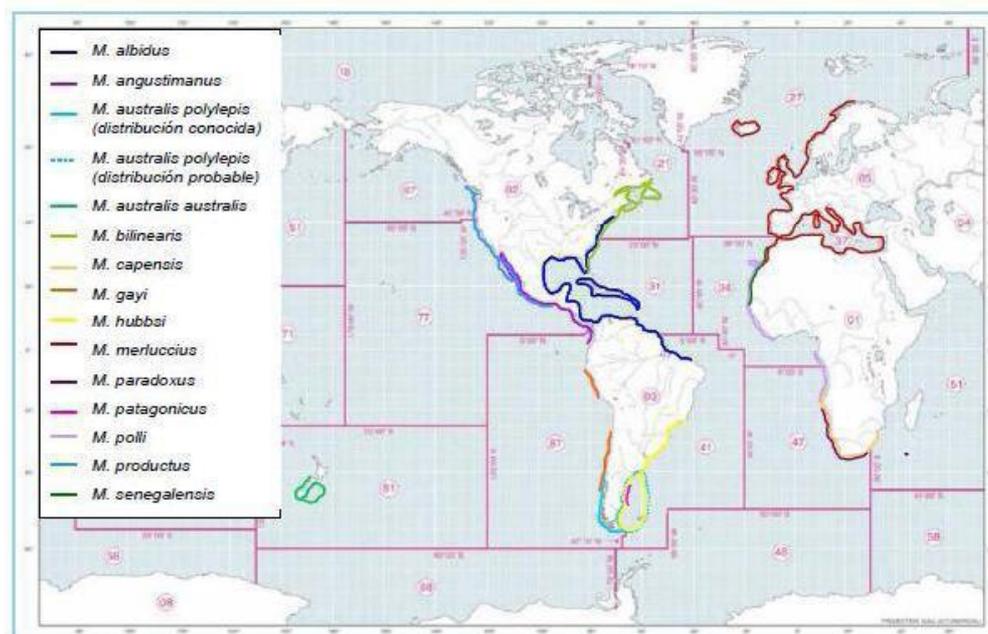


Figure 7: Distribution géographique des merlus (genre *Merluccius*) (Lloris et al., 2003)

#### 4- Morphologie

Le merlu blanc présente un corps mince et comprimé latéralement. Ces poissons ont un corps symétrique couverts par les petites écailles cycloïdes. La ligne latérale est plus ou moins rectiligne contient 101 à 171 écailles qui forment une ligne noire le long du corps. La face de la tête est aplatie et porte une crête en forme de V (Fig. 8), sa tête dépasse légèrement la mâchoire supérieure avec des dents pointues et articulées se terminant postérieurement à l'aplomb du centre de l'œil, pas de barbillon au menton (Matallanas & Oliver, 2003).

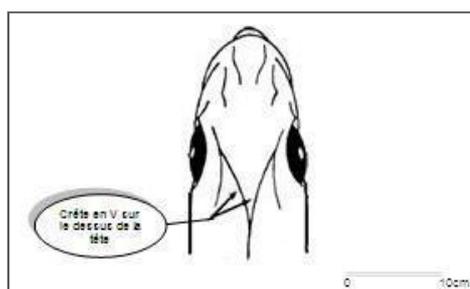


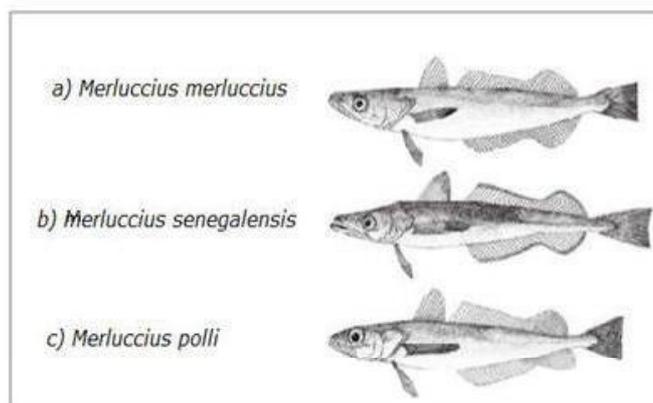
Figure 8: Tête de *Merluccius merluccius* avec crête vue d'en haut (Matallanas & Oliver, 2003)

La famille des merluccidés se caractérise par l'absence d'épines aigues aux nageoires, elle présente deux nageoires dorsales séparées, la première courte, haute et triangulaire présentant 8 à 13 rayons, le premier rayon est une pseudo-colonne vertébrale tandis que la seconde est longue et semblable à la nageoire anale avec une échancrure dans sa partie moyenne, elle est menue de 34 à 46 rayons mous. La nageoire caudale est relativement droite et courte et acquiert avec la croissance une forme en fourche (**Bauchot & Pras, 1993; Nelson, 1994; Alheit & Pitcher, 1995**). Le nombre de branchiospines varie de 8 à 12 sur le premier arc branchial. La colonne vertébrale est composée de 48-58 vertèbres. Les nervures s'étendent à partir des vertèbres cervicales, tandis que le reste est flottant. Les os plats de la queue sont fusionnées, cette fonctionnalité, combinée à la haute quantité de muscle blanc que le merlu possède et sa forme hydrodynamique, suggèrent une forte capacité à la nage rapide ou prolongée (**Alheit & Pitcher, 1995**).

Le dos est normalement noir, gris ou brun pâle et le ventre, blanc ou argent. Les merlus sont des espèces démersales qui vivent près du fond de la mer, sur le plateau continental et la pente, entre 30 et 500 m de profondeur ou même plus, et sont largement distribués à travers le monde. Sa formule radiaire est la suivante :

- D1 : 9/11 ; D2 : 36/10 ; A : 36/40 ; C : 5-17/20-5 ; P : 12/14 ; V : 7.

Tous ces caractères permettent de distinguer notre espèce nettement des autres groupes, en particulier : *Merluccius senegalensis* (**Cadenat, 1950**) et *Merluccius polli* (**Cadenat, 1950**) de coloration gris à noirâtre sur le dos avec une différence des paramètres précités par rapport au merlu blanc (Fig. 9) (**Lloris et al., 2003**).



**Figure 9 :** Illustrations de trois espèces différentes du genre *Merluccius* (**Lloris et al., 2003**)

## 5- Biologie de l'espèce

La biologie de l'ensemble des espèces du genre merlu est liée aux caractéristiques hydrodynamiques et écologiques du milieu dans lequel elles. Les rapports entre le merlu et

son milieu sont semblables quel que soit le secteur géographique évoluent (Jeffrey & Taggart, 2000; Olivar et al., 2003; Alvarez et al., 2004).

### 5.1- Répartition géographique et habitat

Le merlu européen est largement distribué dans tout l'Atlantique Nord-Est, du nord de la Norvège jusqu' à la Mauritanie (rare) en passant par l'Islande (rare). On le retrouve également en mer Méditerranée, en mer Adriatique et en mer Noire (rare). Il vit sur le plateau continental de la cote jusqu' à 1000 m de profondeur, mais surtout ente 100 et 300 m de profondeur. Le Merlu peut être trouvé avec d'autres espèces de merlu comme *Merluccius senegalensis* et *Merluccius cadenati*, à la limite sud de sa répartition (Casey et Pereiro, 1995). Certains spécimens capturés dans les Açores sont dans le processus. Bien que le merlu européen est couramment définie comme une espèce des eaux tempérées, la forte hétérogénéité des zones à différentes températures, la salinité, les conditions de productivité et de ressources trophiques indiquent la capacité d'adaptation élevés communément appelé plasticité phénotypique élevée de l'espèce d'examen (Lloris et al. 2003).

La répartition spatiale du merlu européen (*Merluccius merluccius*) a été analysée dans différents secteurs au cours de travaux menés dans le Nord-Est de l'Atlantique (Pérez & Pereiro 1985, Pereiro et al. 1991, Sánchez & Gil, 2000; Alvarez 2001, 2004) et le nord-ouest de la Méditerranée (Abella et al. 1997, 2005; Recasens et al. 1998, Orsi-Relini et al. 2002, Fiorentino et al.; 2003; Maynou et al. 2003, 2006; Goñi et al. 2004). Les différents stades de vie montrent une distribution fortement liée à la profondeur. Les juvéniles sont localisés sur le plateau continental au printemps majoritairement, avec des abondances plus fortes sur les fonds de 100 à 200 m. Les jeunes adultes sont également répartis sur le plateau continental, alors que les adultes plus âgés vivent à des profondeurs plus importantes au niveau de la pente continentale et des têtes de canyons.

### 5.2- Migrations

Les migrations du merlu sont mal connues (Casey & Pereiro, 1995). Elles ont été essentiellement étudiées par le suivi des taux de captures. Cette espèce présente des migrations verticales de grandes amplitudes atteignant 630 m de profondeur. Ces migrations sont principalement motivées par la recherche de proies. Ce comportement a souvent été mis en avant pour expliquer la baisse des captures la nuit pour des gadidés tels que la morue et le merlu (Beamish, 1966; Bowman & Bowman, 1980). Bien que les migrations verticales soient connues, les facteurs contrôlant ces mouvements et leurs caractéristiques sont peu documentés en Atlantique Est (Hickling, 1927). Les migrations du merlu étant essentiellement liées a l'activité reproductrice. Les jeunes issus de la reproduction migrent ensuite vers la côte où on les rencontre jusqu' à 25m de profondeur. Les adultes regagnent les grandes profondeurs (Fig. 10) (FAO, 1986; FAO, 2010). En outre, cette espèce ne semble pas effectuer de grandes migrations horizontales pour des raisons de reproduction ou de nutrition (IFREMER, 2006).

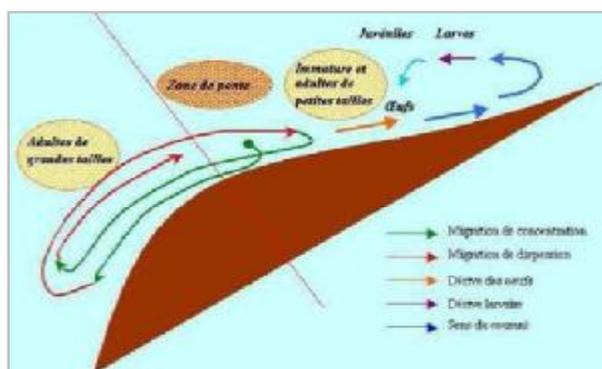


Figure 10: Cycle biologique du merlu blanc *M. merluccius* en relation avec sa distribution bathymétrique (FAO, 2010)

### 5.3- Alimentation

Le régime alimentaire du merlu a été décrit par plusieurs auteurs : **Guichet, 1995 ; Velasco et Olasso, 1998; Kacher et al., 2005, Mahe et al., 2007**, pour la façade Atlantique ; **Papacontantinou & Caragitsou, 1987; Bouaziz, 1992; Bozzano et al., 1997; Ferraton et al., 2007**, pour la Méditerranée.

Le merlu est un des plus grands prédateurs dans les écosystèmes qu'il habite. Il est surtout piscivores, c'est à dire se nourrit principalement de poissons, mais il mange aussi des crustacés et mollusques. Le merlu est un prédateur actif, carnivores et opportuniste, qui change son régime alimentaire en fonction de l'environnement et des variations saisonnières en conformité avec la disponibilité des proies (**Roel & MacPherson, 1988; Ruiz & Fondacaro, 1997**).

Le merlu est une espèce vivant essentiellement proche du fond le jour et se nourrissant à mi-hauteur de la colonne d'eau voire à la surface de l'eau la nuit impliquant des migrations verticales (**Alheit & Pitcher 1995; Mackas et al 1997; Reiss et al., 2004; Bozzano et al, 2005; De Pontual et al., 2007**). Pendant la vie larvaire, son alimentation est principalement constituée de crustacés planctoniques. A son arrivée près du fond lors du début de sa phase juvénile, il se nourrit de crustacés suprabenthiques (euphausiacés et mysidacés) (**Andaloro et al, 1985; Orsi Relini et al, 1989b; Colloca, 1999**), ainsi que de petits poissons benthiques tels que les gobies. Son régime alimentaire évolue ensuite rapidement vers un régime pleinement piscivore (plus de 80 % des proies) à partir 15-20 cm (**Ferraton et al., 2007**). Certains résultats ont permis d'établir que la taille des proies augmente avec la taille du merlu (**Guichet, 1995**), pour le merlu du golfe de Gascogne, et de **Du Buit (1996)** et de **Velasco & Olasso (1998)**, respectivement pour le merlu de la mer Celtique et pour le merlu des eaux ibériques. Une forte corrélation positive a été décrite entre la taille des merlus et la longueur de ses proies. Le merlu consomme en moyenne des proies mesurant la moitié de sa longueur

(Mahe et al., 2007). De ce fait, les plus petits merlus (<35 cm) chassent de petits poissons pélagiques (3-17 cm) comme les anchois (*Engraulis encrasicolus*), sardines (*Sardina pilchardus*) et maquereaux (*Scomber scombrus*), alors que les plus grands chassent sur de plus grandes proies, principalement sur des espèces démersales (17-30 cm), comme le tacaud (*Trisopterus minutus*) ou pélagiques comme le merlan bleu (*Micromesistius poutassou*) (Bozzano et al., 1997; Mellon-Duval et al., 2010).

D'après les résultats de Bouaziz, (1992), il est à remarquer que pour les merlus vivant sur le talus, le régime alimentaire est composé pour une bonne part et durant toute l'année, par des crevettes; alors que celles-ci sont peu représentées dans la nourriture de ces poissons vivant sur le plateau, ceci est du sans conteste à l'abondance de ces Crustacés Natantia sur le talus algérien où ils constituent une source importante de nourriture pour les merlus adultes qui fréquentent ce niveau.

Le cannibalisme des juvéniles est reconnu et démontré en Méditerranée (Casey & Pereiro, 1995) et dans le nord du Golfe de Gascogne et en Mer Celtique (Guichet 1995; Kacher et al.; 2005, Mahe et al. 2007). Dans le cas du merlu d'Argentine (*M. hubbsi*), le cannibalisme est considéré comme une stratégie alternative à l'absence des ressources d'autres proies Galli (2002) et Ruiz & Fondacaro (1997), le même phénomène se produit chez le merlu européen (*M. merluccius*) dans lequel le cannibalisme atteint 20,8% du régime alimentaire, et pour *M. bilinearis* le cannibalisme atteint un maximum de 9,2% du poids de l'alimentation (Bowman, 1984; Velasco & Olaso, 1998; Bozzano et al, 2005; Carpentieri et al, 2005). Pour toutes ces espèces, l'importance du cannibalisme dépend de l'abondance en juvéniles et de la séparation des aires de distribution des juvéniles et des adultes. En fait, l'intensité du cannibalisme est fonction de la proximité et de la vigilance du juvénile – proies (Kacher et al.; 2005). D'autre part, pour *M. capensis* le cannibalisme pourrait être une moyenne de 50 % de son alimentation, ce qui indiquerait dans ce cas, une source importante de mortalité naturelle (Roel & MacPherson, 1988).

#### 5.4- Âge et croissance

Depuis les années 30, de nombreuses études se sont penchées sur la détermination de la croissance du merlu (Hickling, 1933; Belloc, 1935). Ces études décrivent des estimations de croissance très différentes, tant en Atlantique Nord-Est (Bagenal, 1954; Meriel-Busy, 1966 ; Guichet et al., 1973; Robles et al., 1975; Decamps & Labastie, 1978; Iglesias & Dery, 1981; Goñi, 1983; Goñi & Piñeiro, 1988; Guichet, 1988; Piñeiro & Hunt, 1989; Piñeiro & Pereiro, 1993; Morales-Nin et al., 1998; Lucio et al., 2000; Piñeiro & Sainza, 2003) qu'en Méditerranée (Aldebert 1981; Aldebert & Carriès (1988), Orsi Relini et al (1989); Oliver (1991), Recasens (1992); Aldebert & Morales-Nin 1992, Aldebert & Recasens, 1996; Morales-Nin & Aldebert, 1997; Morales-Nin et al. 1998; Garcia-Rodriguez & Esteban, 2002; Morales-Nin & Moranta 2004).

Dans ces études, la croissance est estimée soit à partir de la lecture des otolithes, soit à partir des fréquences de taille. L'interprétation de l'âge du merlu à partir des macrostructures

d'otolithes est particulièrement complexe du fait de la multiplicité des anneaux de croissance observés (Piñeiro & Sainza, 2003), qui du moins en Méditerranée ne sont pas formés en fonction des saisons (Morales-Nin et al.; 1998) et ne correspondent donc pas à des structures annuelles (Guichet & Labastie, 1991).

Face à de faibles précisions observées dans la détermination de l'âge du merlu à partir des lectures d'otolithes, plusieurs ateliers de lecture d'âge ont été organisés au cours des 20 dernières années, dans le but de standardiser les lectures (Bellail & Labastie, 1997; Piñeiro et al.; 2004). Les principaux problèmes résident dans la distinction entre anneaux annuels et faux anneaux, dans l'interprétation du bord de l'otolithe et dans la localisation de l'annulus (Kacher & Amara, 2005).

Par ailleurs, des expériences récentes de marquage-recapture réalisées par l'IFREMER en Atlantique (Pontual et al., 2003; de Pontual et al., 2006) et en Méditerranée remettent en cause les paramètres de croissance actuels de ce stock et les critères utilisés pour la détermination de l'âge, les merlus recapturés lors de cette campagne ayant eu une croissance deux fois plus rapide que précédemment supposée (de Pontual et al., 2003; De Pontual et al., 2006) et ce que prévoient le modèle actuel (Morales-Nin & Aldebert, 1994). Ces résultats confirmèrent l'hypothèse de croissance rapide proposée précédemment par Bagenal (1954) qui utilisait la lecture des otolithes in toto, ainsi que celles de Pineiro & Pereiro (1993) et Alemany & Oliver (1995) qui examinèrent les modes de progression des fréquences en taille. Ces résultats ont été confirmés en Méditerranée (Mellon et al. 2010) ainsi que sur le stock Sud par des campagnes comparables de marquages-recaptures (Piñeiro et al. 2007). L'étude des stries journalières d'otolithes d'individus d'âge 0 fournit des taux de croissance comparables à ceux obtenus par la campagne de marquage et plus proches de la croissance d'autres espèces de merlu (*Merluccius hubbsi* et *Merluccius capensis*) (Kacher & Amara, 2005). Cependant, une croissance plus rapide permet une reconstitution plus rapide du stock en cas de diminution de la pression de pêche (Bertignac & de Pontual, 2007).

De nombreux auteurs ont décrit pour le merlu européen, une croissance plus rapide des femelles, comparée à celle des mâles, aussi bien pour la population atlantique (Casey & Pereiro, 1995 ; Pineiro & Sainza, 2003) que méditerranéenne (Aldebert & Carries, 1989a ; Recassens et al., 1998). Les tailles maximales observées pour les femelles sont également plus importantes que pour les mâles. Elles atteignent 100.7 cm pour les femelles et 72.8 cm pour les mâles en Méditerranée, (Aldebert & Recassens, 1995), et respectivement 110 et 80 cm en Atlantique (Lucio et al., 2000). Les raisons physiologiques de ce dimorphisme sexuel n'ont néanmoins jamais été identifiées. Selon ICES (2006), le merlu européen peut atteindre 1,40 mètres de longueur et un poids 15 Kg. Actuellement, on pense que sa durée de vie est de l'ordre de 12 ans (FAO, 2010).

### 5-5 Reproduction

Des études antérieures ont déterminé la période de ponte du merlu dans les eaux européennes de l'Atlantique nord-est ; dans le nord et le nord-ouest des eaux ibériques le pic de ponte se

produit en février et mars (Lago de Lanzós, 1980; Valencia et al., 1989;; Alvarez et al., 2001), entre janvier et mai dans les eaux galiciennes (Perez & Pereiro, 1985) et dans le golfe de Gascogne (Arbault & Lacroix-Boutin, 1969; Sarano, 1983; Martin, 1991; Casarino & Motos, 1996), entre avril et juin en mer Celtique (zone CIEM VII) (Clark, 1920; Coombs & Mitchell, 1982; Horstman, 1988; Fives et al., 2001), de mars à juillet au Sud et à l'Ouest de l'Irlande (Hickling, 1930; Hickling & Rutemberg, 1936; Fariña & Fernández, 1986), d'avril à juillet dans les eaux de l'Ouest Ecosse (Hickling, 1930 & O'Brien, 1986), et probablement en août dans les eaux occidentale de la Norvège (Kvenseth et al., 1996). En Méditerranée, la ponte est plus précoce (hiver) et s'étale sur toute l'année (Olivar et al., 2003; Recasens et al., 1998). En général, plus la zone de répartition du merlu est septentrionale, plus la ponte est tardive (Casey & Pereiro, 1995). Le merlu est un pondreur multiple (Pérez & Pereiro, 1985; Sarano, 1986; Murua et al., 2006). Durant la reproduction, une femelle peut pondre de 1 à 5 fois en quelques semaines (Sarano, 1983). La reproduction du merlu Européen se caractérise par le développement asynchrone des ovocytes, ce qui a été interprété comme la preuve d'une durée indéterminée de la fécondité au cours de l'année (Murua et al., 1998). Cependant, cette stratégie de reproduction prolongée de cet Ostéichtyen peut augmenter le succès de survie de la progéniture (Dominguez-Petit et al.; 2008, 2009)

Les œufs de merlus sont principalement retrouvés en bordure du plateau continental, majoritairement vers 100 mètres de fond (Olivar et al., 2003). Selon Bjelland & Skiftesvijk (2006), les larves éclosent environ 4 jours après la fécondation, à environ 2,5 à 3mm de longueur totale (Belloc, 1929) et se concentre au niveau des frayères (Fives et al., 2001; Alvarez et al., 2001). Entre 4 et 6 jours après l'éclosion (4mm), la mâchoire est fonctionnelle et les larves commencent à se nourrir. Durant la période larvaire, la croissance est réservée à la tête, et il n'y a presque pas d'augmentation de la longueur totale durant les 3-4 premières semaines après l'éclosion. Le développement des nageoires, environ 30 jours après éclosion, marque la transition entre la larve et le stade juvénile. C'est à ce stade, à une taille d'environ 2.5 cm, que les juvéniles rejoignent le fond (Morales-Nin & Moranta, 2004; Belcari et al., 2006), majoritairement sur le plateau continental, avec des densités plus importantes sur les fonds de 100 à 200 m, et des abondances plus fortes au printemps (Recasens et al., 1998).

Les zones de nourricerie sont généralement localisées sur des fonds vaseux, situés entre 75 et 120 m. La Grande vasière, dans le golfe de Gascogne (Bez et al., 1995), et la Grande Sole, au sud de l'Irlande (Fives et al., 2001), sont les plus importantes nourriceries du merlu .

Le cycle de reproduction détermine les principales migrations et la répartition géographique des différents groupes d'âge: Après la phase larvaire, les juvéniles restent deux ans et demi sur les vasières, vers l'âge de trois ans (31 cm), ils migrent vers les eaux plus côtières puis se dispersent sur l'ensemble du plateau continental. Les adultes rejoignent ensuite le talus pour y pondre (Guichet, 1996). Le cycle de vie du merlu est résumé sur les figures 11 et 12 (Bodiguel, 2008).

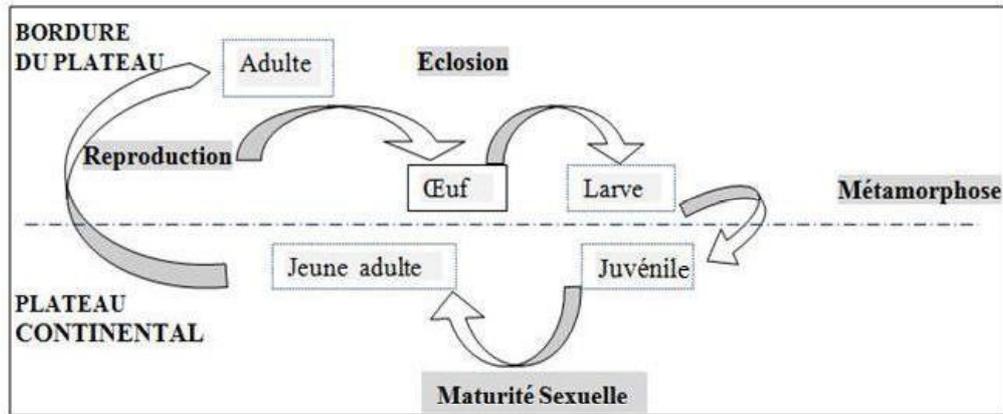


Figure 11: Principales étapes du cycle de vie du merlu (Bodiguel, 2008)

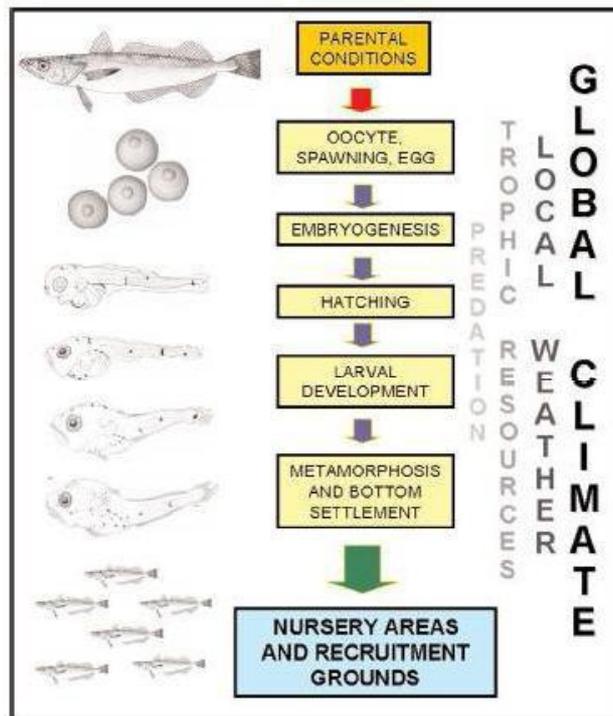


Figure 12: Résumé de la séquence des processus biologiques qui précèdent le recrutement. Le climat mondial, heure locale, la disponibilité des ressources alimentaires et la présence de prédateurs sont souvent des facteurs qui sont interdépendants et exercent leur effet dans chacun des différents stades (Hidalgo, 2007).

---

---

**CHAPITRE 2: Analyse de la pêche du Merlu**  
*Merluccius merluccius*

---

---

## Analyse de la pêche du merlu

### Introduction

Pays riverain de la Méditerranée Sud occidentale, l'Algérie possède une tradition maritime qui a dépassé ses frontières depuis plusieurs siècles. Les activités halieutiques y ont occupé une place prépondérante dans l'économie, même après la découverte du pétrole qui a coïncidé avec un bouleversement socioéconomique dont les effets se sont étendus jusqu'aux limites nord du pays (pression sur le littoral d'origine industrielle accrue, touristique nationale et démographique). Nonobstant ces contraintes classiques, le potentiel halieutique algérien représente d'après les diverses évaluations menées, un stock total de l'ordre de 180 à 200 000 tonnes (Aglen & Myklevol, 1981; Vidal Juneman & Johannesson, 1979; ISTPM, 1983).

### I - Description de la pêche de merlu

#### 1- Les captures de merlu stock de Méditerranée

Le merlu européen (*Merluccius merluccius. L*) est une espèce largement présente en Atlantique et en Méditerranée. Sa valeur économique fait qu'elle est cible d'une pêche complexe composée de plusieurs flottilles utilisant les engins de pêche les plus divers (Recasens et al, 2008).

Dans les eaux côtières, l'abondance des ressources biologiques qui sont exploitées (poissons, crustacés, etc.) témoigne de variations considérables en fonction de la profondeur. Mais le plateau continental, en raison de sa forte production biologique, demeure l'habitat préféré des espèces exploitées commercialement.

Les débarquements totaux de la pêche en Méditerranée ont augmenté depuis 1950 de 0,7 millions de tonnes, à 2 millions de tonnes en 1985 et environ 1,5 millions de tonnes en 2004 (FAO, 2005). Les pêcheries de la Méditerranée ne représentent qu'une faible proportion du total mondial qui s'élève à 100 millions de tonnes. Les espèces démersales constituent un groupe d'espèces complexe et plus de 100 qui ont une valeur commerciale importante, bien qu'aucun d'entre eux ne représente plus de 3% des captures (Leonart & Maynou, 2003; FAO 2005). Plus de 567.754 tonnes de merlu ont été débarquées par les flottilles nationales méditerranéennes (au nombre de 18) durant la période allant de 1990 à 2006. L'Italie (59%) est le plus important pays exploitant ce stock. L'Espagne (14%) en deuxième position et la Grèce (12%) en troisième. Viennent immédiatement après, la France (6%), la Tunisie (3%), l'Algérie (2% soit 11.389 tonnes) et le reste est partagé entre l'Albanie, Chypre, la Croatie, Israël, Maroc, R.A. Syrienne, la Slovaquie et Malte (Fig. 13) (FAO 2005).

La pêche en Méditerranée, pour l'essentiel une production côtière et halieutique, se situe aujourd'hui entre 1 500 000 et 1 700 000 tonnes/an, dont 85% produits en Italie, Turquie, Grèce, Espagne, Tunisie et Algérie (MAP/PNUE-CAR/PB, 2009).

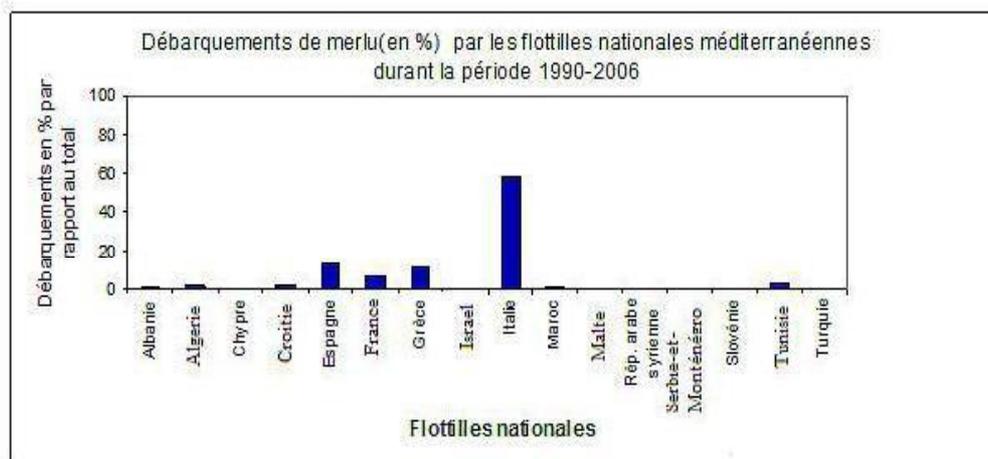


Figure 13: Débarquements de merlu par les flottilles nationales méditerranéennes durant la période 1990 – 2006 (FAO, Fishstat+(1998)).

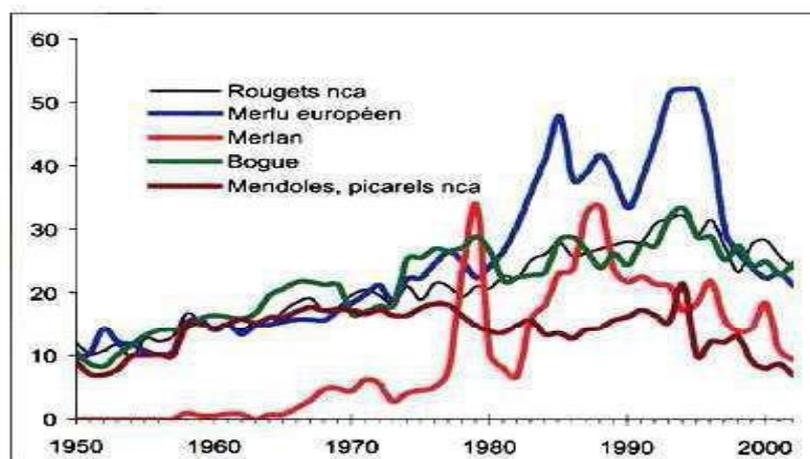
## 2- Etat du stock de merlu en Méditerranée

La pêche du merlu est très ancienne puisqu'elle est signalée dès le XVe siècle. **Hickling (1935)** décrit la pêcherie au XIXe siècle autour des îles britanniques. Jusqu'en 1860, la pêche est dominée par des petits ligneurs côtiers. A partir du milieu du XIXe siècle, le chalut à perche a connu un essor rapide, jusqu'à devenir l'engin le plus important, cela se traduisant par une baisse du stock (**Hickling, 1935**).

C'est l'espèce la plus étudiée. **Leonart & Maynou (2003)** recensent plus de 20 références concernant les évaluations de merlus. C'est l'une des principales espèces visées par de nombreux chalutiers (pêche aux filets à petites mailles de juvéniles), palangriers et navires opérant aux filets maillants sur des fonds rocheux ou plus au large pour pêcher des individus plus gros. Bien que les taux de mortalité de juvéniles élevés aient fait soupçonner une surexploitation de cette espèce, on n'a pas observé de baisse évidente du recrutement (**Oliver 1993**). Du reste, les captures ont augmenté aussi bien dans la partie orientale que dans la partie occidentale de la Méditerranée jusqu'en 1995 (**Fiorentini, Caddy & de Leiva 1997**).

En revanche de 1995 à 2002, les captures déclarées ont brusquement diminué pour tomber à moins de la moitié de leur niveau (de 52000 tonnes à 21000 tonnes), comme en 1980 (Fig. 14). Ceci indique une réduction probable du stock de reproducteurs survivant dans quelques zones moins exploitées (appelées «refuges de ponte», (**Caddy, 1990**) responsable du

recrutement. Quoi qu'il en soit, les évaluations présentées au Sous-comité de l'évaluation des stocks de la CGPM (Commission générale des pêches pour la Méditerranée) mettent en évidence une nette surexploitation de cette espèce. Deux évaluations des stocks de merlus (golfe du Lion, mer Ligure et nord de la mer Tyrrhénienne), reposant sur des méthodes analytiques, ont révélé un état de surexploitation évident et recommandé une réduction de l'effort de 20 à 30%. Dans le cas du golfe du Lion aussi, il a été recommandé d'augmenter la taille des captures des chaluts. Le projet SAMED d'évaluation des stocks de la Méditerranée (Projet UE No 99/047), basé sur les campagnes de chalutage MEDITS (1994–1999), a détecté une exploitation intense, avec des tendances à la baisse dans de nombreuses sous-zones géographiques. Globalement, l'hypothèse est une surpêche de croissance. Des clôtures temporaires des zones d'alevinage et une limitation de l'effort ont été recommandées (Bertrand *et al.*, 1998; Bertrand & Relini, 1998).



**Figure 14:** Captures nominales annuelles ('103 t) d'espèces choisies des groupes CSITAPA 32 et 33, Méditerranée et Mer Noire (Zone 37).

### 3- Gestion des pêches du merlu en Méditerranée

Le plateau et le talus continental, en particulier dans le nord de la Méditerranée, sont exploités jusqu'à 800 m de fond, par divers engins ciblant une série de poissons démersaux et d'invertébrés, principalement merlu, merlan bleu, rouget, merlan, céphalopodes, langoustine et crevettes. Le mélange varie selon les zones géographiques, les captures étant en majorité composées de poissons de la classe d'âge 0+ à 2+ (GCPM, 1995). En ce qui concerne la taille à la première capture, on continue à utiliser des mailles de cul de chalut de 40 mm au maximum, maille étirée. Cela signifie que la pêche chalutière des grosses espèces, comme le merlu, est principalement axée sur les juvéniles. Cependant, comme l'ont fait observer **Dremlère (1979)** et **Bertrand (1990)**, il a été difficile d'augmenter la taille des mailles, compte tenu de la taille optimale à la première capture de certaines espèces petites et prisées,

qui font partie des captures multispécifiques (crevettes et petits céphalopodes). En outre, la survie des spécimens passés à travers les mailles n'a pas été évaluée. A Chypre, les picarels, qui ont un corps mince, constituent la majorité des prises, de sorte que les captures seraient fortement réduites si l'on augmentait le maillage (**Hadjistephanou, 1992**). Dans certaines zones, on s'est reposé sur des fermetures saisonnières durant la période du recrutement au fond, et il existe dans quelques pays des réglementations exigeant l'interdiction permanente du chalutage dans les eaux peu profondes et les parcs marins (**Hadjistephanou, 1992**).

Il est difficile d'évaluer les tendances de l'effort de pêche en Méditerranée, en particulier pour le chalutage; cependant, compte tenu des nouvelles flottilles qui ont été acquises, par exemple en Croatie et en Libye, et des programmes de remplacement des flottilles qui ont été mis en œuvre dans d'autres zones, on peut penser que l'effort de pêche effectif a augmenté. Globalement, il existe peu de mesures de gestion qui limitent l'effort de pêche ou les captures totales, dans la plupart des pays. Dans le même temps, il y a étonnamment peu d'indicateurs d'effondrements des stocks, les espèces dont les captures augmentent étant plus nombreuses que celles dont les captures baissent (**Fiorentini et al., 1997**). Au cours des années récentes, des campagnes de chalutage classiques axées sur les ressources démersales ont été effectuées de manière régulière, avec un financement de la Commission européenne, dans les eaux situées au large de ses pays membres et cette série de données commence à être utilisée pour évaluer quelques stocks. (**Papaconstantinou et al. 1988a, b; Farrugio, 1994; Oliver, 1996**).

**Abella et al. (1999)** ont attribué la résilience à la pêche du merlu méditerranéen, malgré une exploitation extrêmement intense des juvéniles, au résultat net de la distribution de l'effort de chalutage dans l'espace, à savoir que les poissons adultes sont répartis en dehors des principaux fonds de chalutage et que les gros poissons sont relativement épargnés par les chaluts à petites mailles (**Caddy, 1990**). Ces effets n'ont pas été planifiés dans le passé mais devraient être pris en compte dans la planification future des mesures de gestion. Il conviendrait en particulier d'évaluer l'impact des augmentations potentielles de l'effort de pêche en eaux profondes sur le recrutement des merlus.

À sa vingt-cinquième session, en septembre 2000, la CGPM a recommandé, après avoir examiné les avis du SAC, d'«élaborer et appliquer des mesures de gestion nécessaires pour remédier aux problèmes de surexploitation». La CGPM a également fait les recommandations suivantes: «Des efforts devraient être faits pour effectuer davantage d'évaluations dans le sud et l'Est de la Méditerranée» et «Il est essentiel que les États Membres participent activement en fournissant au Groupe de travail toutes les informations dont ils disposent».

#### **4- Aperçu sur l'activité de la pêche en Algérie**

##### **- Description**

La côte algérienne est caractérisée par un plateau continental étroit, excepté au niveau des grandes agglomérations urbaines côtières localisées dans des baies. Variant entre 15 milles

aux deux extrémités ouest et est du pays et moins d'un mille au centre, l'isobathe 200 se situe en moyenne à 3,75 milles environ de la côte. Exception faite des plateaux crevettiers qui s'étendent au maximum jusqu'à une quarantaine de milles dans la région de Ghazaouet (ouest de l'Algérie) à l'isobathe 1000, et une trentaine de milles à l'est dans la région de Annaba – El Kala les ressources chalutables sont réduites et déjà pleinement exploitées, voire surexploitées (ISTPM, 1982).

La configuration géomorphologique particulière des côtes algériennes se traduit par des zones accores et des fonds rocheux qui représentent approximativement le tiers des zones exploitables, accessibles exclusivement aux engins dormants pour les espèces benthodémersales de très haute valeur commerciale. Ces milieux considérés comme vierges au-delà de 200 ou de 250 m de profondeur, abritent une faune convoitée, composée notamment de grands sparidés (dentés *Dentex dentex*, *Dentex gibbosus*, pagres *Pagrus pagrus*, *Pagrus auriga*), de serranidés (mérus *Epinephelus aeneus*, *E. caninus*) et de grands crustacés (langoustes *Palinurus elephas*, *Palinurus mauritanicus*), imposants par leur taille mais fragiles et vulnérables en raison de leur taux de renouvellement lent, lié à leur longévité élevée de l'ordre de la trentaine d'années) (Chalabi et al, 2002).

Les difficultés d'accès aux sites rocheux profonds ont aggravé la pression sur les autres zones ciblées par la pêche artisanale, en particulier les fonds littoraux, facilement accessibles en raison de leur faible profondeur et de leur proximité de la côte. C'est aussi malheureusement une zone où se concentre la quasi-totalité des frayères le plus souvent localisées dans les herbiers. Cette zone privilégiée est fragilisée sous l'effet conjugué de la multiplication des engins dormants et de l'activité anthropique. Une autre source de dégradation concerne le chalutage; bien que ce dernier soit interdit au-dessus de l'isobathe 50 m, des incursions sont signalées régulièrement.

Ainsi, la pêche littorale qui aurait pu être considérée comme une pêche relativement peu nocive, provoque des dégâts mal évalués, faute d'étude d'impact à ce sujet. Le problème devient encore plus épineux quand cette pêche se pratique à proximité de sites classés ou en voie de l'être.

La pêche en Algérie se pratique le long de la côte, de la frontière Algéro-tunisienne à l'Est à la frontière Algéro-marocaine à l'Ouest. Avec une façade maritime de 1550 km et une zone de pêche évaluée à 9,5 millions ha (les pêcheurs de par leur aptitude professionnelle ne peuvent agir que sur la bande côtière soit une étendue seulement de 2,2 millions d'hectares). En Algérie, la pêche n'était pas considérée comme stratégique, mais dernièrement, cette activité s'est développée dans plus de 30 ports avec le soutien du gouvernement algérien. Le secteur de la pêche et des ressources halieutiques dispose d'un potentiel appréciable en mesure de contribuer à la sécurité alimentaire du pays, la création d'emplois et la consolidation économique du pays. Du point de vue organisationnel, la Méditerranée algérienne est composée de 14 wilayas à façades maritimes dont cinq au Centre, six à l'Est et quatre à l'Ouest du pays. Une Direction des Pêches et des Ressources Halieutiques (DPRH) est attribuée à chaque wilaya maritime.

Les aspects relatifs à l'organisation de l'activité, le système législatif en Algérie se concentre sur la préservation de la ressource, ceci à travers la réglementation des zones et engins de pêche et l'instauration des restrictions des tailles minimales marchandes.

### - Structure de la flottille

L'activité de pêche en Algérie se distingue par son caractère traditionnel, décrite comme de type artisanal et multispécifique. Cette pêche maritime est répartie en trois types de métiers à savoir, **les chalutiers, les sardiniers et les petits métiers.**

- **Les chalutiers**, ces navires d'une jauge brute comprise entre 25 et 100 tonneaux utilisent les arts traînants sur des profondeurs allant de 50 à 500 m non accidentés tels que les chaluts sous leurs différentes formes et pêchent principalement du poisson demersal (ou poisson du fond) appelé communément «poisson blanc» par exemple merlu, rouget, crevette...; A l'exception des chalutiers des sociétés mixtes qui peuvent aller jusqu'à 50 jours de mer, les chalutiers font dans leurs majorité des marées de mois de 24 heures.

- **Les sardiniers** ou les senneurs, ces navires jaugeant entre 05 et 100 tonneaux, de leur côté utilisent les sennes et capturent généralement le poisson bleu notamment les petits pélagiques le cas de la sardine, l'allache, la boguée... Les senneurs font des marées de 10 à 16 heures selon les saisons.

- **Petits métiers**, des petites embarcations mois de 12 m de longueur et d'une jauge brute allant de 01 à 10 tonneaux. Ils utilisent différents engins entre autre les filets maillants et les lignes et capturent généralement les espèces vivants dans des zones accidentées tels que l'espadon et les Sparidae. Le temps passé en mer varie selon les unités, de 02 heures il peut aller jusqu'à 16 heures (MPRH, 2009).

### - Statistiques de pêche nationale

#### • Flottille de pêche :

Le nombre total de La flottille de pêche nationale est passé de 2464 en 99 à 2661 en 2001 soit une augmentation de 197 de nouvelles unités. Ces segments de pêche débarquent leurs productions sur 62 points de débarquement. Selon les statistiques de pêche du Secrétariat au Plan (1976-1978) et de certains grands ports de pêche algériens (Dalouche, 1980. Bouchereau, 1981; Kadari, 1984; Mouhoub, 1986; Djabali et al., 1987) montrent que les ressources ichtyologiques globales en Algérie sont en majorité représentées par les poissons pélagiques dont le tonnage débarqué voisine les 80 à 84 % du tonnage global.

En Algérie, la flottille, jusqu'à présent réputée pour sa vétusté, avec une moyenne d'âge supérieure à 20 ans et un taux d'immobilisation de 50%, a fait l'objet, ces dernières années, d'aides de l'état qui ont permis aux intéressés d'acquérir 523 nouvelles embarcations, dont un thonier. Elle a été estimée à 4532 en 2009 (MPRH, 2009) (Tab. 3).

**Tableau 3:** Evolution annuelle de la flottille de pêche par types de métiers (1999-2009).

Année	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Chalutiers	305	318	338	352	354	358	403	435	476	487	494
Corailleurs	40	46	31	18	16	14	14	12	11	11	11
Sardiniers	635	643	660	692	712	747	836	906	972	1039	1077
Petits Métiers	1484	1 545	1 663	1 836	2 210	2524	2731	2825	2972	2897	2935
Thoniers	-	-	-	-	-	-	-	1	9	11	15
<b>Total</b>	<b>2464</b>	<b>2 552</b>	<b>2 692</b>	<b>2 898</b>	<b>3 292</b>	<b>3643</b>	<b>3984</b>	<b>4179</b>	<b>4442</b>	<b>4445</b>	<b>4532</b>

La flottille de pêche nationale arrêtée à la fin de 2009 est de 4532 unités dont 494 chalutiers, 1077 sardiniers, 2935 petits métiers et 15 thoniers, enregistrant ainsi une légère augmentation de 2% par rapport à 2008. Toutefois, une croissance de 84% a été enregistrée en 2009 par rapport à 1999 (Tab. 3) (MPRH, 2009).

• **Production halieutique**

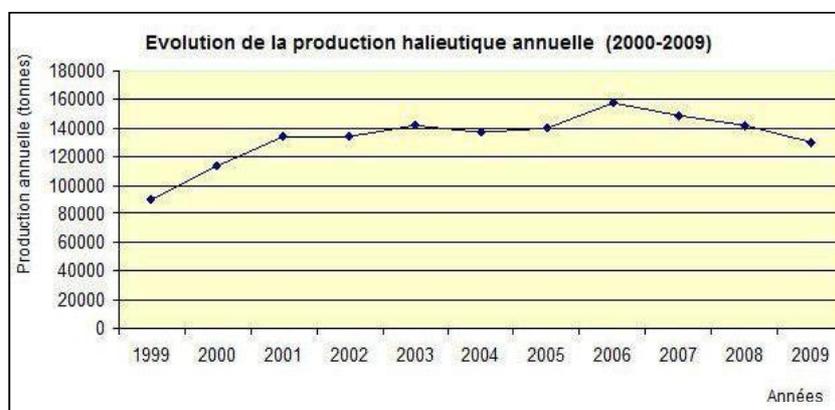
L'évolution de la production de pêche en tonne, entre 2000 et 2009 est indiquée dans le tableau 4.

**Tableau 4:** Evolution de la production nationale de pêche entre 2000 et 2009.

Année	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<b>Production totale (T)</b>	89818	113157	133623	134320	141528	137108	139459	157021	148842	142035	<b>130120</b>

Sur une décennie (1999-2009), les chiffres affichés sur le tableau 2, indiqueraient une légère régression de la production nationale de pêche (MPRH, 2009). L'analyse de la production halieutique nationale toutes espèces confondues, montre que l'année 1999 marquait la production la plus faible sur toute la décennie. Dans cette année la production totale retombait à près de 89 milles tonnes. L'année d'après (2000) est marquée par un accroissement progressif, suivi d'un état stationnaire et continu. Cette phase coïncidait avec la création du Ministère de la pêche et des ressources halieutiques allant de 2000 à 2003.

L'année 2006 est la mieux représentée, elle est caractérisée par un accroissement rapide de la production nationale, elle est passée de 90 mille tonnes à 160 milles tonnes. De 2007 à 2009, la production nationale connaît un fléchissement très remarquable (Fig.15).



**Figure 15:** Evolution annuelle de la production halieutique nationale (1999-2009) (MPRH, 2009).

En vue de sa promotion, le secteur de pêche en Algérie a reçu ces dernières années des aides techniques et matérielles provenant des organisations internationales (FAO, CEE...) représentées par l'exécution des programmes d'assistance au secteur à titre d'exemple le projet CEE et le projet COPEMED. Par ailleurs, le gouvernement Algérien et dans le cadre du plan de relance économique a doté le secteur d'une enveloppe financière très conséquente destinée à subventionner les investissements dans l'industrie des pêches.

#### 4.1- La pêche de merlu en Algérie

La pêche du merlu, en Algérie est essentiellement dirigée vers le merlu blanc (*Merluccius merluccius*). La population du merlu blanc en Méditerranée algérienne est considérée comme un seul stock. La flotte d'Algérie est composée de plus de 4000 unités de pêche (chalutiers (Fig. 16), senneurs, petits-métiers) distribuée sur 29 ports, ciblant plusieurs espèces démersales dont le merlu et espèces pélagiques. Leur production annuelle est d'ordre de 150 mille tonnes par an (FAO, 2007). Les débarquements de merlu en Algérie durant la période de 1950 à 2006 est d'environ 55700 T (FAO, fishstat+, 2007). La pêche au merlu est réalisée principalement par les chalutiers, mais aussi par les petits métiers (filets fixes et palangres de fond) (FAO, 2007).

#### 4.2- Engins de pêche

Les engins les plus utilisés sur le littoral algérien sont les chaluts de fond de type espagnol (le HUELVANO et le MINIFALDA), le chalut de fond type français (le CHARLESTON) et le chalut de fond de type italien (MAGLIOUCHE), et le chalut semi pélagique (04 faces). Le principe de la technique de pêche au chalut est le même quelque soit le type de filet et le procédé de remorquage utilisé (Kadari, 1984).

En l'occurrence au niveau du port d'Oran et des différents ports du littoral occidental algérien, le chalut espagnol (MINIFALDA) est essentiellement employé. Ce chalut est un filet dérivé de l'engin utilisé dans l'île ibérique. Son introduction en Algérie remonte vers la fin du XIXe siècle (**Kadari, 1984**).

Ce type de gréement est un chalut de fond à deux faces, à panneaux ovales. Il est constitué des nappes de filets à petits maillages 100 mm au niveau des ailes jusqu'à 40 mm au niveau de la poche (sac ou cul du chalut). Il est muni d'une corde de dos de 40 m, de flotteurs de 28 litres et d'un lest (bourrelet) de 38 à 45 kg de chaînes (Fig. 17). Ce chalut, dessiné pour la capture d'animaux benthiques vivants près du fond, tels que poissons plats, raies et crevettes mais aussi de poissons démersaux comme les rougets et merlus.

Le Décret Arrêté du 4 Rabie El Aouel 1425 correspondant au 24 avril 2004 fixe les limitations d'utilisation des chaluts pélagiques, semi pélagiques et du fond dans le temps et dans l'espace (**M.P.R.H, 2004**).



Figure 16: Chalutier au port d'Oran

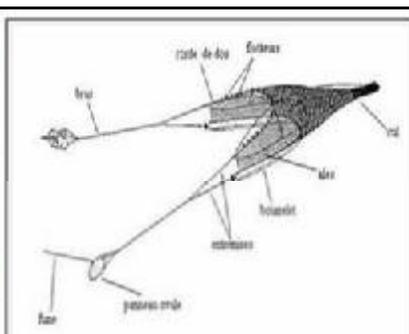


Figure 17: Schéma global d'un chalut de fond ( **FAO, 2007**)

### III - Matériel et méthodes

#### - Procédure de l'échantillonnage

Au niveau de la Halle aux poissons, le merlu est toujours soumis à une stratification par catégories commerciales: grand merlu, merlu moyen et petit merlu. Le plan d'échantillonnage adopté est un plan d'échantillonnage par niveau qui répond à la structuration hiérarchique du système de la pêche côtière. Les principaux facteurs qui contraignent la structuration du plan d'échantillonnage sont la saisonnalité de la pêche, traduite particulièrement par une raréfaction du matériel biologique lors des repos biologiques, et le lieu d'échantillonnage, à la Halle aux poissons ou les sociétés de traitement des poissons, qui déterminent la présentation du merlu en termes de classification.

Le choix des caisses est réalisé de manière aléatoire au sein de chaque catégorie. Le sous-échantillonnage des caisses est conçu par allocation proportionnelle estimée en fonction du nombre d'individus dans la caisse. Le prélèvement des paramètres biologiques est réalisé par la suite sur le sous échantillon ainsi prélevé.

La procédure d'échantillonnage au niveau de la Halle aux poissons et au niveau des sociétés de traitement est identique: des caisses représentatives de toutes les tailles des merlus, généralement trois caisses par catégories commerciale, sont choisies. Le poids des caisses est mesuré et le nombre d'individus qu'elles renferment est compté. Les paramètres biologiques sont ensuite prélevés.

Les références complémentaires relatives aux échantillons sont aussi notées, notamment les dates d'échantillonnage, le nombre total des caisses, la zone de pêche déclarée et le dépoulement des statistiques de pêche journaliers et mensuels.

Les paramètres morphométriques habituels collectés pour chaque individu sont comme suit:

- Longueur totale
- Poids total (Pt en g),

D'autre part, une base qualitative a été conçue d'après les enquêtes menées auprès des patrons de pêche afin de configurer leurs zones d'activité et la profondeur de la zone où le merlu a été pêché.

D'autres données sur la pêcherie du merlu ont été récoltées au niveau de l'administration des pêches (DPRH) d'Oran et d'Arzew pour la période allant de 1999 à 2007, de même pour la flottille (chalutiers, petits métiers) **qui participent à cette capture, afin d'obtenir une première approche du niveau d'exploitation de cette espèce au niveau de ces deux ports.** Nous n'avons pas retenu les sardiniers parce qu'ils ne pêchent pas le merlu.

Le prochain diagnostic porte sur l'analyse de l'évolution mensuelle et annuelle des prises en merlus de la pêche côtière dans cette zone. Ceci en termes de tonnage et de la structure démographique des captures du merlu ciblé.

## **IV- Résultats et discussion**

### **1- Répartition de la production halieutique au port d'Oran par groupe de poisson**

Dans le tableau 5, figure les débarquements des différentes catégories de poissons (démersaux, grands et petits pélagiques, squales, crustacées et mollusques) au port d'Oran en tonne par année (**DPRH, 2006**). Nous remarquons que le tonnage total débarqué de ces derniers a nettement augmenté. La production halieutique de ces espèces, enregistre un chiffre de 5811 tonnes en 1999 alors qu'en 2004 un tonnage important, est évalué à 7156,86 soit 23,16 %. Par ailleurs, le taux des débarquements chez les Crustacés a augmenté depuis 1999 avec deux tonnes seulement, et en 2005 avec 25,74 tonnes (Tab. 5). Cependant, les captures des petits pélagiques constituent les apports les plus importants de la production totale dans les eaux du bassin oranais.

**Tableau 5 :** Evolution des captures des différents groupes d'espèces de Poissons et fruits de mer en tonnes /an au port d'Oran (1999-2007) (DPRH, 2007).

Année Catégorie (T)	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
<b>Demersale</b>	273	360	250,3	276	354,3	298,7	223,93	250	732
<b>Petit Pélagique</b>	5484	6679,5	6269,3	6083,2	7237	6763,9	-	-	-
<b>Groupe Pélagique</b>	16	48	63,01	49,4	63,1	37,7	-	-	-
<b>Requin Squale</b>	3	1	--	6,3	27,1	7,41	-	-	-
<b>Crustacée</b>	2	12,50	13,5	17,4	25,5	22,43	25,74	-	-
<b>Mollusque</b>	33	43	28,45	28,45	37,9	26,72	-	-	-
<b>Total</b>	<b>5811</b>	<b>7144</b>	<b>6624,56</b>	<b>6460,75</b>	<b>7744,9</b>	<b>7156,86</b>	-	-	-

## 2- Evolution des captures du Merlu au port d'Oran

Dans les eaux littorales ouest algériennes, le merlu fait l'objet d'une pêche active avec des débarquements atteignant une moyenne de 15,56 % (1999-2007) (Fig. 18). L'évolution des prises annuelles du merlu blanc par la flottille opérant dans les eaux du littoral oranais depuis 1999 à 2007 est exprimée dans le tableau 6 ci-dessous (DPRH, 2008).

**Tableau 6:** Débarquements annuels des Poissons demersaux et du Merlu en tonnes /an au port d'Oran depuis 1999 à 2007 (DPRH, 2008).

(T) / Année	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
<b>Merlu</b> <i>(M. merluccius)</i>	20,5	23,5	14,7	12	9,4	13,5	11,7	66,5	67
<b>Poissons Demersaux</b>	273	360	250,3	276	354,3	298,7	223,93	250	732

La lecture de ce tableau, indique que le taux des débarquements chez le merlu a légèrement augmenté depuis 1999 (20,5 T) à 2000 (23,5 T) puis a nettement baissé depuis 2001 jusqu'à 2004 (cf. Fig. 18). Cette chute brutale semble être due à différents facteurs tels que la flottille de pêche qui est caractérisée par son état vétuste et, particulièrement, par un taux d'immobilisation très élevé. La difficulté de s'approvisionner de la pièce de rechange du fait de sa rareté sur le marché national et les difficultés économique en raison de la difficulté d'accéder aux crédits bancaires. Cet état de fait a laissé une partie importante de la flottille immobilisée dans les ports et soumise à de grave détérioration. Par conséquent, une faible

rentabilité économique par rapport au capital investi. D'autre part, une remontée des prises a été observée en 2005 et une stabilisation entre 2006 et 2007 (Fig.18).

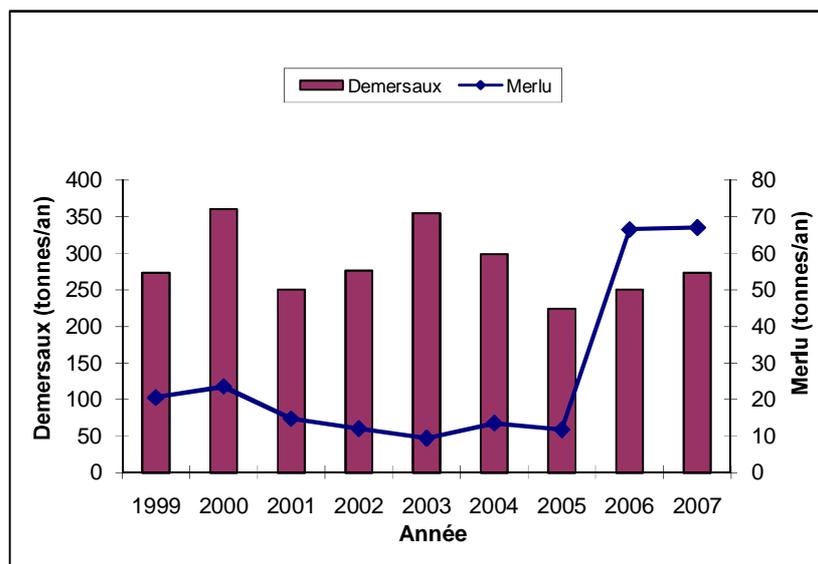


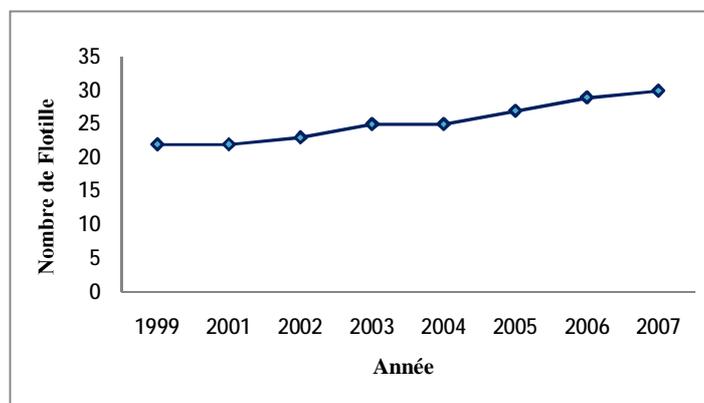
Figure 18 : Débarquements annuels des Poissons demersaux et du merlu en tonnes /an au port d'Oran (1999-2007) (DPRH, 2008)

Outre la nomenclature des engins de pêche dont l'importation, la fabrication, la détention et la vente sont interdites dans l'article 51 de la loi cadre du 01-11 du 03 juillet 2001, ce décret traite les interdictions relatives à l'utilisation des chaluts dans le temps et dans l'espace. Dans ce décret est interdit l'emploi des arts traînants (chaluts) à l'intérieur des 3 milles marins dans la période allant du 1<sup>er</sup> mai au 31 août de chaque année sur tout le littoral algérien. Sont prohibés, également, les chaluts de fond, dont la petite maille étirée est inférieure à 40 mm et les chaluts crevettiers, ainsi que les chaluts pélagiques doivent avoir une maille étirée de 20 mm.

### 3- Flottille de pêche de la wilaya maritime d'Oran

#### - Flottille chalutière de la wilaya maritime d'Oran

La figure 19, représente l'évolution de la flottille qui pêche au chalut de fonds sur une période allant de 1999 à 2007. L'analyse de cette figure permet de souligner que le nombre de chalutiers pendant cette période augmente de 22 à 30, et représente actuellement 13% de toute la flottille de pêche basée dans ces ports.



**Figure 19:** Evolution annuelle des chalutiers au niveau de la wilaya maritime d'Oran (DPRH, 2007).

#### 4- Evolution des débarquements de la wilaya maritime d'Oran

Le merlu est pêché par divers types d'engin; petit métier (filet maillant, palangre ...) et chalutier de fond « pêche arrière » qui est la technique de pêche dominante des navires ciblant le merlu. Malgré l'abondance de produits halieutiques dans le bassin oranais, l'activité de la pêche reste faiblement développée (Tab. 7). Ces faibles performances sont sans doute à remettre au compte d'une faible et ancienne flottille. En effet, on compte 20 chalutiers actifs et 53 petits métiers inscrits à Oran et Arzew (Tab. 7), L'évolution des flottilles de chalutiers et des petits métiers dans ces deux ports avec le nombre de sortie et nombre annuel moyen de sortie en mer sont résumée dans le Tableau 8. On remarque que les chalutiers au nombre de 14 au port d'Oran débarquent beaucoup plus de merlus (7 fois plus) que les 42 petits métiers (Tab. 7).

**Tableau 7 :** Evolution de la flottille des chalutiers et des petits métiers au port d'Oran et au port d'Arzew (DPRH, 2007).

Année 2006	Flottille	Nombre d'unités	Tonnage par métier
Oran	<b>Chalutiers</b>	<b>14</b>	<b>58,5</b>
	Petits métiers	42	8
Arzew	<b>Chalutiers</b>	<b>6</b>	-
	Petits métiers	11	-

**Tableau 8:** Évolution des flottilles de chalutiers et petits-métiers dans la wilaya maritime d'Oran 2006 (DPRH, 2007).

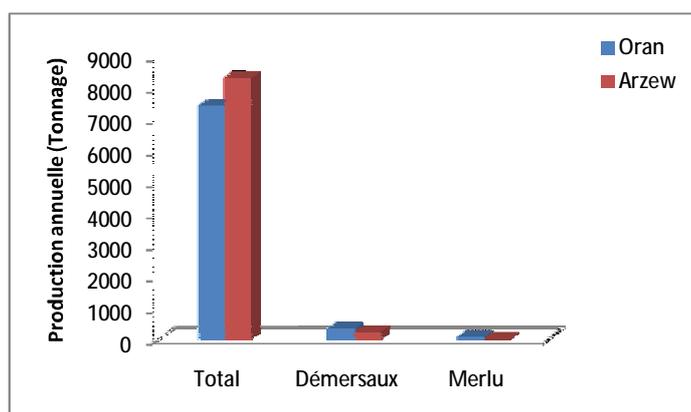
Année 2006	flottille	Nombre de sortie	Nombre moyen annuel de sortie
Oran +Arzew	chalutiers	2283	114
	Petit métiers	2283	43,07

### 5- Débarquement du merlu par port au cours de l'année 2006

Les ports de pêche de la wilaya maritime d'Oran ont produit durant l'année 2006 environ **66,5 t** de merlu, soit 11,63% des autres poissons démersaux. Les débarquements annuels de merlu de la baie d'Oran sont supérieures de 64,66% à celles du golfe d'Arzew (Fig. 20); Ceci est du certainement au nombre important de la flottille que le port d'Oran possède (Tab. 9).

**Tableau 9:** Débarquement annuel 2006 du merlu par port (DPRH, 2007).

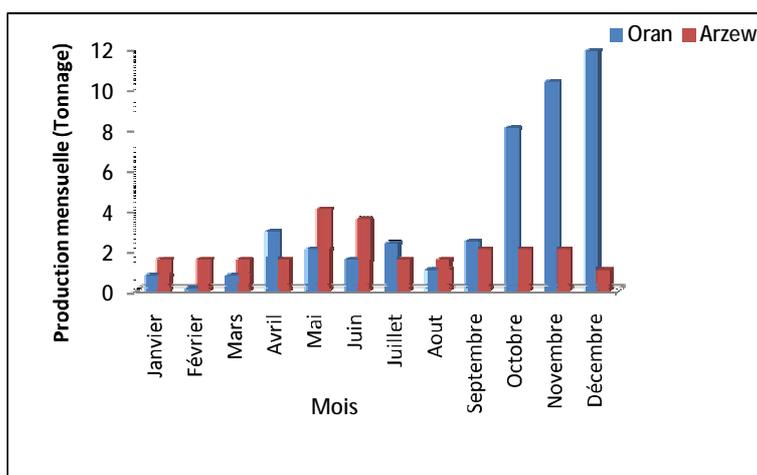
Production annuelle	Production par port	Total	Démersaux	Merlu
	Oran	7387	314	43
	Arzew	8289	191	23,5
<b>Production Totale</b>		<b>15676</b>	<b>505</b>	<b>66,5</b>



**Figure 20 :** Débarquement annuel 2006 du merlu par port.

## Chapitre 2: Analyse de la pêcherie du merlu

La production mensuelle du merlu au niveau de la wilaya maritime d'Oran est active. Le volume de débarquement est beaucoup plus important au port d'Oran que celui du golfe d'Arzew. Il se trouve que les captures importantes sont enregistrées au mois de mai et de juin au golfe d'Arzew par contre les prises du merlu les plus importantes sont notées durant la période automnale à savoir octobre, novembre et décembre (Fig. 21). Sinon le reste de l'année les captures sont globalement, équivalentes pour les deux ports.



**Figure 21:** Débarquement mensuel du merlu par port 2006

De plus, les ports mixtes d'Oran et d'Arzew montrent également des différences de rendements, avec des valeurs plus élevées à Arzew, où la pêche est seulement développée pendant les saisons estivales et automnales, comparé à Oran, où l'espèce est exploitée toute au long de l'année

---

---

**CHAPITRE 3: Etude de l'âge et Croissance du Merlu**  
*Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

---

---

## Etude de l'âge et croissance chez le merlu

### I- Introduction

Le développement des recherches sur l'aménagement rationnel des pêches et la dynamique des stocks exploités a provoqué un regain d'intérêt pour les méthodes de détermination précise de l'âge (**Daget & Le Guen, 1975**). En effet, les paramètres de croissance constituent une donnée indispensable pour une bonne compréhension de la biologie générale et de la dynamique des populations (**Daget & Le Guen, 1975a, 1975b; Laurec & Le Guen, 1981; Meunier, 1988**). La connaissance de ces paramètres permet aussi d'établir certains modèles mathématiques de dynamique des populations et de réaliser des analyses démographiques. Les équations de croissance peuvent servir également à comparer des populations d'une même espèce géographiquement distantes.

Ce chapitre focalisera sur la détermination de la structure de taille de la population, sa croissance, son âge, la relation taille-poids, la mortalité et le taux d'exploitation de l'espèce *M. Merluccius*, au niveau du littoral occidental algérien.

### II – Matériel et méthodes

#### 1- Démographie

Une première étape a été la détermination de la structure de taille de la population provenant des prélèvements mensuels. L'objectif est de constituer et obtenir une image fiable de la structure démographique des populations de merlu de la zone d'étude.

#### 2- Etude de la croissance

Les poissons, Vertébrés poïkilothermes, ont un taux de métabolisme qui est en grande partie en fonction de la température de l'eau. Les rythmes saisonniers de croissance s'expriment dans leurs tissus osseux, par alternance de zone annulaires de croissance rapide et de croissance lente. L'analyse de ces structures permet de déterminer l'âge du poisson et de tracer l'histoire de sa croissance.

Selon **Laslett et al., (2002)**, la croissance est un des processus majeurs de la biologie des poissons et constitue un des processus clés des modèles structurés en longueur (**Chen et al., 2003**). Un « bon » modèle doit conjointement décrire la croissance moyenne et la variabilité interindividuelle de croissance (**Sainsbury, 1980 ; Laslett et al., 2002 ; Chen et al., 2003**).

Les conditions de température et de nourriture paraissent intervenir essentiellement dans la croissance. La croissance est rapide à une température élevée ; elle peut même s'arrêter dans les zones où le refroidissement est important en hiver. L'expérience montre que ni la température, ni la salinité n'agissent séparément sur la physiologie de l'animal au cours du développement larvaire, c'est la combinaison des deux facteurs qui doit être considérée.

Comme chez tous les êtres vivants évolués, la vitesse de croissance tend à diminuer au fur et à mesure que la taille augmente (**Von Bertalanffy, 1938**).

Pour l'étude de la croissance, la connaissance de la taille, du poids et de l'âge est indispensable.

### **2.1- Mesure de la longueur et du poids**

Le poisson à mesurer était posé sur un flanc, le museau contre la butée de l'ichtyomètre gradué au mm près. Pour chaque poisson nous avons mesuré la longueur totale (**Lt**) : qui est la longueur du poisson du bout du museau jusqu'à l'extrémité du rayon le plus long de la nageoire caudale et nous avons pesé le poids total (**Pt**) (c'est le poids du poisson entier) et le poids éviscéré (**Pe**) (c'est le poids du poisson vidé de son tube digestif, de son foie et de ses gonades).

### **2.2- Détermination de l'âge**

L'âge peut être déterminé directement par lecture des pièces anatomiques : écailles (scalimétrie), otolithes (otolithométrie), des os (squelettechronologie), ou indirectement par méthode statistique en étudiant la distribution d'un caractère mesurable quelconque (caractère métrique), et la répartition de cette distribution en classe d'âge (**Do-Chi, 1977**). Comme, il peut être déterminé aussi par le marquage (**Micha, 1971; Daget & Le Guen, 1975**). L'étude de la croissance chez les poissons téléostéens peut être réalisée donc selon trois approches différentes :

#### **2.2.1- Méthodes statistiques**

Les méthodes statistiques disponibles sont nombreuses, mais il semble que les méthodes graphiques sont les plus naturelles et donnent d'excellents résultats. Ces méthodes dites « indirectes » qui consistent à étudier la structure de taille d'une population est beaucoup plus aisée à mettre en place que les méthodes directes et surtout moins coûteuse. L'analyse des données est basée sur l'identification rétrospectives des modes qui représentent la structure de taille et correspondant aux diverses cohortes qui composent la population. Généralement, ces méthodes sont appliquées à un groupe d'individus, qui donnent un âge moyen pour certaines catégories.

#### **2.2.2- Marquages**

Une autre méthode directe est la technique du marquage/recapture à l'aide des marques chimiques ou celles d'implants externes ou internes. Le marquage a pour but de faciliter le repérage des poissons pour suivre l'évolution des paramètres biologiques, dont fait partie la croissance en longueur et en poids, lorsque l'espèce et son environnement s'y prêtent et les résultats sont fonction du nombre de poissons que l'on repêche.

Plusieurs expériences de marquage-recapture effectuées sur le merlu (**Morales-Nin, 2000**), consiste à utiliser des marques externes, visibles à l'extérieur du corps des poissons ou des marques chimiques accumulés dans certains organes des poissons notamment les otolithes par l'Alizarin-complexone (AC) (**Edelmann, 2002**) où les radio-isotopes  $^{226}\text{Ra}$  et  $^{210}\text{Pa}$  (**Stevens et al., 2004**). Toutefois, la mise en œuvre de cette technique est complexe et coûteuse, et il existe toujours une incertitude qui subsiste sur la croissance liée à l'effet du stress provoquée par la pose de la marque.

### 2.2.3- Méthodes individuelles

Ces méthodes dites « directes » reposent sur l'observation des marques de croissance inscrites sur les pièces dures et minéralisées (otolithes, écailles, épines, vertèbres, etc..) de chaque animal. Dans ces procédés, l'âge du poisson est estimé par le comptage de ces marques de croissance. Ces méthodes sclérochronologiques sont précises, mais coûteuses.

L'observation des écailles, squelette dermique des poissons, a été la première technique utilisée (**Lee, 1920**) et reste encore la plus fréquente (**Philippart, 1971; Ricker, 1971; Bagenal, 1973; Hunt & Jones, 1975; Arrignon, 1976; Meunier, 1988**). En effet, cette méthode présente de grande facilité de prélèvement, de préparation et de lecture. De même, elle s'est avérée plus précise pour certains poissons.

En **1923**, **Belloc** est le premier auteur qui a évalué la croissance de *Merluccius merluccius* à partir des écailles. Néanmoins, dans le cas de cette espèce, il n'est pas recommandé de déterminer l'âge à partir de ces pièces car elles sont petites, cycloïdes et surtout caduques. Ce fait a déjà été signalé par **Maurin (1954)**, **Matta (1955, 1956)**, **Ghirardelli (1959)**, **Bouhlal (1975)**, et **ICSEAF (1983)**.

L'intérêt des otolithes, pièces calcifiées présentant des stries de croissance journalières et annuelles, dans les études d'estimation d'âge a été démontré par **Radtke & Hurley (1983)** et **Wilson & Dean (1983)**. Cependant, la principale difficulté de l'utilisation des otolithes réside dans l'extrême minutie nécessaire à l'extraction, la manipulation et la préparation de ces pièces osseuses minuscules et fragiles (**Radtke & Hurley, 1983 ; Uchiyama et al., 1998**). Les techniques de microscopie électronique à balayage utilisées par **Radtke & Hurley (1983)** et **Wilson & Dean (1983)** sur les sagittae, semblent être prometteuses, mais sont encore onéreuses et peu utilisées. La croissance du merlu est particulièrement mal connue, la détermination de son âge étant rendue complexe par les difficultés rencontrées pour interpréter les otolithes (**Piñeiro & Sainza, 2003**). Des ateliers réunissant des experts internationaux ont débouché à la mise en place d'une clé commune pour la lecture des otolithes. Cependant les estimations restent peu fiables pour des individus de plus de trois ans (**Piñeiro et al., 2004**). Les principaux problèmes résident dans la distinction entre anneaux annuels et faux anneaux, dans l'interprétation du bord de l'otolithe et dans la localisation de l'annulus (**Kacher & Amara, 2005**).

Toutefois, au vu des difficultés liées à cette méthode directe, les études de croissance que nous présentons dans le cadre du présent travail utilisent uniquement comme matériel de base, des données de mesures de fréquences de taille et nous avons opté pour la méthode de **Battacharya (1938)** ou méthode de l'analyse modale. Le principe de celle-ci consiste à reporter sous forme d'histogramme le nombre de spécimens de poissons appartenant à chaque classe de longueur.

### 2.3- Modèle de croissance linéaire de Von Bertalanffy (VBGF) (1938)

De nombreux modèles de croissance ont été développés. **Pauly & Moreau (1997)** en réalisent une large revue. Néanmoins, un modèle prédomine largement pour décrire la croissance en longueur et poids des espèces marines. Il s'agit de celui élaboré par **Von Bertalanffy (1938)**. Ce modèle est aussi appelé modèle à trois paramètres en comparaison aux modèles à quatre paramètres (**Gompertz, 1825; Richards, 1959**) et ceux à 5 paramètres (**Gascuel et al., 1992**).

Pour cette présente étude, on s'intéresse au modèle mathématique de croissance individuelle élaboré par **Von Bertalanffy (1938)**, qui est le plus utilisé puisqu'il a été démontré qu'il est, d'une part conforme à la croissance observée de la plupart des espèces de poissons et, d'autre part qu'il sert de sous modèle dans des modèles plus complexes décrivant la dynamique des populations des poissons (**Sparre & Vienema, 1996**).

**Von Bertalanffy (1938)** sur la base de ces deux processus différents : l'anabolisme par lequel il y a augmentation du poids de l'animal et le catabolisme par lequel le poids de l'animal diminue, a pu développer le modèle de croissance de Von Bertalanffy (VBGF) (1938), puisque les deux processus agissent simultanément et continuellement pendant toute la vie de l'individu. A un instant donné, la différence entre les deux, définit le taux de variation du poids à cet instant. Ceci est traduit par une équation où l'auteur considère que le taux d'anabolisme est proportionnel aux surfaces absorbantes et que le taux de catabolisme est proportionnel au poids. Selon **Von Bertalanffy (1938)**, la croissance des animaux est très rapide chez les jeunes, elle devient de plus en plus lente avec l'âge. Le modèle de croissance linéaire de **Von Bertalanffy** est la forme qu'on rencontre le plus couramment en halieutique :

$$L(t) = L_{\infty} * (1 - \exp^{-K(t-t_0)})$$

Les paramètres  $L_{\infty}$ ,  $K$  et  $t_0$  caractérisent l'ajustement réalisé. Les définitions actuelles que l'on peut en donner sont les suivantes:

- $L(t)$  : La longueur du poisson au temps  $t$  (l'âge);
- $L_{\infty}$  : La longueur moyenne des poissons très âgés, aussi appelée la longueur asymptotique de  $L$  lorsque  $t$  tend vers l'infini. Elle ne doit pas être confondue avec la longueur maximale réellement atteinte par l'espèce étudiée;
- $K$  : Constante (de croissance ou paramètre de courbure) représentant la pente de la droite d'ajustement entre la longueur et l'accroissement instantané. Elle traduit la vitesse de la croissance;

- **to** : Paramètre de condition initiale, c'est l'âge théorique où le poisson a une longueur nulle ; ce qui n'est pas le cas dans la réalité.

Le test utilisé pour comparer les paramètres de croissance de la même espèce du même stock ou stocks différents est le **test phi prime ( $\Phi'$ )** (Munro & Pauly, 1983 ; Pauly & Munro, 1984) désigné par l'expression suivante :

$$\Phi' = \log K + 2 \log L_{\infty}$$

Ce test repose sur la découverte de **Pauly (1979)** qui a montré que les valeurs de **Phi-prime** sont très semblables à l'intérieur des taxa voisins et qu'elles ont des distributions normales étroites (**Sparre & Venema, 1996**).

#### 2.4- Expression de l'âge – Estimation de to

Il existe trois façons d'exprimer l'âge d'un poisson, considéré de manière individuelle, ou l'âge moyen d'une cohorte (**Sidibé, 2003**); ce sont :

- **l'âge absolu** : il est défini par rapport à la date exacte de naissance du poisson ou à la date moyenne de naissance de la cohorte;
- **l'âge relatif** : il est fixé en référence à un événement remarquable dans la vie du poisson ou de la cohorte. Le plus souvent on se réfère au recrutement, et l'âge est alors compté à partir de la date ou (la date moyenne) de recrutement, auquel est associée une taille (moyenne) de recrutement;
- **l'âge conventionnel** : il est compté en référence à une date choisie de manière conventionnelle ou arbitraire. Le plus souvent cette date est fixée au 1er janvier; l'âge conventionnel est alors égal au nombre de 1er janvier que l'animal a connu dans sa vie.

Quelle que soit l'expression de l'âge utilisé, l'équation du modèle de **Von Bertalanffy** reste naturellement inchangée. En outre, la valeur des paramètres **K** et **L<sub>∞</sub>**, qui déterminent la vitesse de croissance et la taille asymptotique sont également indépendants de la manière dont l'âge est compté. En revanche, le paramètre de **to**, qui fixe l'âge théorique de longueur nulle diffère selon cette expression de l'âge. A ce propos, **Sparre (1987)** conclut que "mathématiquement, il n'y a aucune différence entre un modèle de croissance basé sur l'âge absolu et celui basé sur la taille associée à un âge conventionnel (ou arbitraire) d'une cohorte. Ces deux modèles ne diffèrent que dans l'interprétation du paramètre de condition initiale **to** et du concept d'âge **Sparre (1987)**."

Dans notre activité de recherche, compte tenu des difficultés qu'il y a à déterminer la date moyenne de naissance des cohortes ou de recrutement, on utilisera un âge conventionnel. Dès lors, le paramètre **to** est déterminé à partir de la taille moyenne du premier mode observé en décembre-janvier (animaux de 1 an) par la relation suivante :

$$t_{0} = 1 - \frac{\ln \left[ 1 - \frac{L_1}{L_{\infty}} \right]}{K}$$

Où :

- t<sub>0</sub>** : âge conventionnel théorique pour lequel le poisson à une longueur nulle;
- L (1)** : taille moyenne de premier mode correspondant au premier groupe d'âge;
- K e L<sub>∞</sub>** : paramètres de croissance de l'équation de Von Bertalanffy.

## 2.5- Modèle de croissance pondérale relative de Von Bertalanffy

### 2.5.1- La relation taille - poids

En halieutique, l'étude de la relation taille-poids répond généralement à deux objectifs : la détermination du poids des individus dont on connaît la taille ou inversement et la description des formes, de l'embonpoint et de ses variations au cours de la croissance. Ces buts présentent un intérêt pratique dans les modèles d'exploitation raisonnée des populations des ressources halieutiques où il importe, pour obtenir un rendement maximum, de savoir traduire la taille en poids ou le poids en taille et de disposer d'un paramètre aisément calculable qui caractérise l'embonpoint des spécimens et son évolution au cours d'une période donnée. Selon certains travaux de biologie des pêches (**Le Cren, 1951**), la relation entre la longueur et le poids est généralement exprimée comme suit:

$$W = a L^b$$

Cette relation de type allométrique permet de convertir les tailles mesurées en données pondérales et par transformation logarithmique on peut linéariser cette équation sous la forme

$$\log W = b \log L + \log a$$

Cette transformation réduit la variabilité et d'homogénéiser les deux variables (poids total ou éviscéré et longueur totale). Ce qui permet de calculer par la méthode des moindres carrés les valeurs des paramètres « **a** » (pente) et « **b** » (ordonnée à l'origine) de cette droite.

- W** : poids des spécimens (g) ;
- a** : constante de proportionnalité ;
- L** : longueur totale (cm) ;
- b** : coefficient d'allométrie. Ce dernier renseigne sur la proportionnalité des croissances pondérale et linéaire.

Par ailleurs, les paramètres **a** et **b** donnent généralement des informations sur les variations pondérales d'un individu par rapport à sa taille et peuvent, à ce titre, être comparés entre deux ou plusieurs populations vivant dans des conditions écologiques similaires ou différentes. Ces paramètres (**a** et **b**) ont été calculés pour chaque sexe et pour toute la population, par itération à l'aide de la fonction "estimation non linéaire" du logiciel Statistica (2007). Ces variables ne

peuvent être déterminées que par ajustement de la fonction au nuage des points observés, après transformation logarithmique de la fonction.

Trois cas peuvent se présenter par rapport à la pente (**b**) de la droite de régression:

- Si **b = 3** : le poids évolue proportionnellement avec le cube de la longueur, il s'agit d'une **isométrie parfaite**.
- Si **b ≠ 3** : la croissance est **allométrique**
  - Si **b > 3**, le poids croît plus vite que le cube de la longueur et l'**allométrie** est **majorante**.
  - Si **b < 3**, le poids croît moins vite que le cube de la longueur et l'**allométrie** est **minorante**.

En fait, cette relation dépend étroitement de l'état biologique et physiologique du poisson (degré de réplétion de l'estomac, degré de développement des glandes génitales et stade de leur maturation) (Vilela, 1960; Rodriguez Roda, 1964).

Dans ce présent travail, les relations longueur totale-poids total et longueur totale-poids viscéral des spécimens ont été établies pour les femelles, les mâles et toute la population.

### 2.5.2- Analyses statistiques

Divers tests liés aux régressions linéaires peuvent être appliqués aux estimations effectuées. Dans cette étude, le coefficient de corrélation linéaire sert d'indicateur de la linéarité de la régression linéaire. Des analyses de covariance ont permis de comparer les coefficients de régression de diverses régressions linéaires (Scherrer, 1984).

Des analyses de variances (**Anova**) ont été utilisées pour comparer les mesures morphométriques entre les sous-échantillons correspondant, aux deux sexes (mâles, femelles) et sexes combinés.

Le test d'homogénéité des pentes (ou test de parallélisme) contenu dans les **Modèles Linéaires Généraux de Régression (GRM)** développés sur le **logiciel Statistica 7.1** a été utilisé pour comparer les pentes des droites de régression, ainsi que les ordonnées à l'origine lorsque celles-ci ont les mêmes pentes. La comparaison des ordonnées à l'origine pour deux droites ayant la même pente permet de voir si elles sont superposées ou parallèles entre elles.

Le test utilisé pour la vérification de l'**isométrie (b=3)** ou de l'**allométrie (b ≠ 3)** des relations taille-poids est le **test t de Student** après linéarisation de cette relation par transformation logarithmique (Pajuelo & Lorenzo, 2000 ; Snedcor & Cochran, 1967 in Arneri et al., 2001).

$$t = (b-3) / se (b)$$

**se (b)** : erreur standard de **b**, la pente de la droite de régression.

Ce test consiste à la comparaison de la pente de la droite de régression (**b**) avec une pente

théorique qu'on pose 3.

L'hypothèse principale propose qu'il n'y a pas de différence significative de la pente (**b**) avec la valeur 3.

L'hypothèse alternative suppose qu'il y a une différence significative de la pente (**b**) avec la valeur 3.

Si  $t_{obs} < t_{0.05, n-2}$ , l'hypothèse principale est acceptée ;

Si  $t_{obs} > t_{0.05, n-2}$ , l'hypothèse principale est rejetée.

### 2.5.2- Equation de croissance pondérale de Von Bertalanffy (1938)

La courbe théorique de croissance pondérale résulte de la combinaison entre l'équation de croissance linéaire d'une part, et celle de la relation taille-poids d'autre part. En effet, à partir de l'équation de croissance linéaire et la relation taille-poids on aboutit à l'équation de la croissance pondérale de **Von Bertalanffy (1938)** suivante:



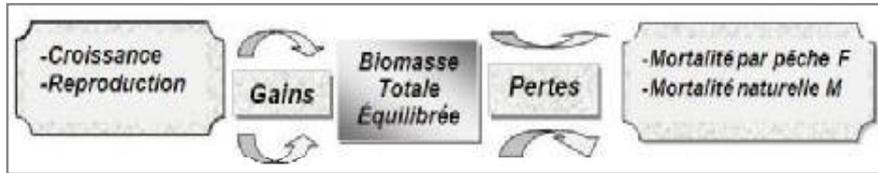
Dans cette équation :

- Wt** : poids total en grammes au temps **t** ;
- W∞** : poids asymptotique correspondant à **L∞** ;
- b** : coefficient d'allométrie ;
- k et t<sub>0</sub>** : paramètres de l'équation de **Von Bertalanffy**.

Nous pouvons, ainsi calculer le poids total pour chaque classe d'âge.

### 3- Etude des mortalités

Un stock d'une espèce donnée est dynamique dont les gains (entrées) sont représentés par le recrutement annuel et la croissance alors que les pertes (sorties) sont dues à la mortalité totale (**Z**) (Fig. 22). Cette dernière offre à décrire une mortalité par pêche (**F**) engendrée par les différentes opérations de pêche et la mortalité naturelle (**M**) qui exprime la mortalité due à toute cause autre que la pêche (**Bouaziz, 2007**).



**Figure 22:** Diagramme des gains et des pertes de la biomasse totale équilibrée.

En biologie des pêches, la manière la plus utile pour exprimer la décroissance en nombre des poissons d'un groupe d'âge au cours du temps est d'utiliser des taux exponentiels de décroissance (Pauly, 1985).

$$N_t = N_0 \cdot e^{-Zt} \quad (t-t_0)$$

$N_t = N_0 \cdot e^{-Zt}$  : nombre de poissons survivants au temps  $t$ ;

$Z$  : taux exponentiel de mortalité totale;

$N_0$  : nombre initial d'individus au temps  $t_0$  pris comme origine.

La diminution d'effectif d'une population exploitée de poissons est due à deux causes qui sont la mortalité naturelle et la mortalité par pêche dont les coefficients instantanés respectifs,  $M$  et  $F$  peuvent être additionnés. Ainsi, on peut démontrer que :

$$F + M = Z$$

Pour la suite de ce travail, nous allons estimer pour l'espèce étudiée, ces différents coefficients de mortalité.

### 3.1- Estimation de la mortalité totale ( $Z$ )

$Z$  est défini comme le coefficient instantané de mortalité totale, avant d'estimer séparément la mortalité par pêche et la mortalité naturelle, il est commode d'évaluer la mortalité totale (Gulland, 1969). Il existe plusieurs méthodes d'évaluation de la mortalité totale  $Z$ . Elles sont basées sur :

- L'abondance d'une ou plusieurs classes d'âge;
- Le marquage;
- L'analyse des relations **cpue** – effort;
- L'analyse des fréquences de tailles des captures.

La dernière méthode seule, convient au type de données disponibles sur le merlu de la région oranaise.

### 3-1-1- Méthode de Jones et Van Zalinge (1981, in Sparre et Venema, 1996)

Les logarithmes népériens des captures cumulées par le  $\text{bas}_{(\text{Nicum})}$  sont portés sur un graphique en fonction des logarithmes népériens de la différence ( $L_{\infty} - L_i$ ). La distribution de fréquences de taille est utilisée avec un interval de classe constant.

L'équation s'écrit :

$$\text{Ln}(\text{Nicum}) = Z/K \text{Ln}(L_{\infty} - L_i) + b$$

Dans cette expression  $L_i$  représente la limite inférieure de la classe de rang  $i$ . Les paramètres de cette droite de pente  $Z/K$ , sont déduits du calcul de la régression linéaire. Le calcul a été réalisé par le logiciel (FISAT II).

### 3-1-2-Méthode de Powell-Wetherall (1986)

A partir des fréquences de tailles, la méthode permet, après calcul des longueurs moyennes a partir de chaque classe vers les tailles inférieures, d'estimer une valeur de la  $L_{\infty}$  et de  $Z$  donnée par la relation :

$$Z/K = b / (1 - b)$$

### 3-1-3- Méthode de Beverton et Holt (1956)

Beverton et Holt (1956) ont prouvé que:

$$Z = K (L_{\infty} - L_{\text{moy}}) / (L_{\text{moy}} - L')$$

$L_{\text{moy}}$  : La longueur moyenne du poisson traité dans la distribution de fréquence ;  
 $L'$  : la longueur minimale du poisson traité dans la distribution de fréquence ou plus petite limite des classes (Cadima, 2002).

### 3-1-4- Méthode de Pauly (1984)

Elle présente un double avantage : en plus de l'estimation de  $Z$ , elle permet l'évaluation de la taille de sélection. L'auteur propose de représenter sur un graphique le logarithme népérien de la fréquence relative (% ni) en fonction de l'âge relatif ( $t_i'$ ).

Soit :

$$\text{Ln}(\%ni) = a t_i' + b$$

$ni$  : l'effectif des individus pêchés dans la classe de taille de rang  $i$  (fréquences relatives);  
 $t_i'$  : l'âge relatif par classe de taille;  
 $a$  et  $b$  : paramètres de la droite de régression.

L'âge relatif  $t_i'$  est calculé à partir de l'expression de Von Bertalanffy (1938), avec la valeur de  $t_0 = 0$  (facultatif dans l'estimation de  $Z$ ), soit :  $t_i' - t_0 = - (1/K) [ \text{Ln}(1 - L_i / L_{\infty}) ]$

- **Li'** : le centre de classe de taille.

La courbe obtenue présente deux parties, seule la partie descendante est utilisée pour l'estimation de **Z**. Cette portion représente les classes d'âge entièrement capturables. La partie ascendante représente les classes d'âge incomplètement capturées, elle permet l'estimation de la taille de sélection ( $L_{50}$ ).

### 3.2- Estimation de la mortalité naturelle (M)

En halieutique, on définit comme mortalité naturelle, toute source de mortalité autre que la mortalité liée à la pêche. Elle exprime la quantité de poissons prélevés du stock pour des raisons naturelles souvent pathologiques, le stress, le manque de nourriture, la vieillesse ou de prédation y compris le cannibalisme.

Il est généralement difficile d'estimer directement la mortalité naturelle. Cependant, plusieurs méthodes d'estimation indirecte de **M** ont été utilisées par le passé.

Ainsi, le paramètre (**K**) de courbure de **Von Bertalanffy**, est sans doute lié à la longévité des poissons (**Beverton & Holt, 1959**), elle-même liée à la mortalité naturelle (**Tanaka, 1960; Holt, 1965; Saville, 1977**). D'une manière générale plus **K** est grand plus **M** est élevée.

La mortalité naturelle serait également liée à la taille et au poids asymptotiques ( $L_{\infty}$  et  $W_{\infty}$ ) (**Taylor, 1960 ; Wroblewski, 1984; Roff, 1984**). D'autres études suggèrent que **M** est corrélée la reproduction, les espèces de poissons arrivant précocement à maturité ayant une forte mortalité (**Rikhter & Efanov, 1976**). C'est dans le même ordre d'idées que **Gunderson & Dygert (1968)** relie **M** au rapport gonado-somatique (**RGS**).

#### 3.2.1- Méthode de Taylor (1959)

En partant des paramètres de croissance de **Von Bertalanffy** **K** et  $t_0$ , cette méthode peut donner une estimation du coefficient de mortalité naturelle (**M**).

La formule utilisée est la suivante :

$$M = 2.996 K / (2.996 + K t_0)$$

#### 3.2.2- Méthode de Pauly (1980)

La mortalité naturelle chez les poissons est corrélée avec la longévité, donc avec **K**. De même, elle est corrélée avec la taille puisque les grands poissons ont, en règle générale, moins de prédateurs que les petits. Il est supposé que la mortalité naturelle **M** reste constante pour toutes les cohortes considérées. Nous pouvons également montrer que la mortalité naturelle chez les poissons est corrélée avec la température moyenne de leur environnement.

L'équation empirique de **Pauly (1980)** est donnée par la formule suivante :

$$\ln M = -0.0152 - 0.0279 \ln L_{\infty} + 0.6543 \ln K + 0.463 \ln T$$

- L<sub>∞</sub>** : Longueur totale asymptotique (en cm) de l'équation de Von Bertalanffy ;  
**K** : Paramètre de l'équation de Von Bertalanffy ;  
**T°** : Température moyenne annuelle de l'eau où vit le poisson en C°.

Cette relation linéaire empirique a été établie à partir des régressions multiples dérivées de 175 jeux de données (**M**, **L<sub>∞</sub>**, **K** et **T°**) extraits de la littérature pour des températures allant de 5° à 30°C.

### 3.2.3- Méthode de Djabali et al. (1993)

L'équation de **Djabali et al. (1993)**, déduite de régressions linéaires multiples, est basée sur les paramètres de croissance et de mortalité de 56 stocks de poissons vivants en Méditerranée.

$$\text{Log}_{10} M = -0,0278 - 0,1172 \text{Log}_{10} L_{\infty} + 0,5092 \text{Log}_{10} K$$

Dans cette présente étude, la méthode de **Taylor (1954)**, a été choisie pour déterminer la mortalité naturelle.

### 3.3 - La mortalité par pêche (F)

Cette mortalité exprime la quantité de poissons prélevés par l'activité de pêche en une année. Après avoir calculé les coefficients **Z** et **M**, la détermination de la mortalité par pêche (F) se fait à partir de la relation suivante :

$$\boxed{Z = M + F} \rightleftharpoons \boxed{F = Z - M}$$

### 3.4- Estimation du taux d'exploitation (E)

Le taux d'exploitation (**E**) est défini par **Pauly (1985)** comme étant la quantité :

$$\boxed{E = F / (F + M) = F / Z}$$

Ce taux permet à lui seul d'estimer (grossièrement) si un stock est surexploité ou non, à partir de l'hypothèse que la valeur optimale de **E** (**E<sub>opt</sub>**) est voisine de **0,5**. Cette hypothèse, **E 0,5** = taux d'exploitation optimal, repose elle-même sur une autre hypothèse, à savoir que la prise équilibrée potentielle est optimisée quand **F= M** (**Gulland 1971, In Pauly, 1985**).

### III- Résultats

L'étude de la croissance linéaire est précédée par l'étude de la croissance relative.

#### 1- Structure des tailles de la population du merlu

L'étude de la structure démographique du *Merluccius merluccius* du littoral occidental algérien a porté sur les distributions des fréquences de tailles établies lors de notre période d'échantillonnage au cours de l'année 2006.

Comme l'indique la figure 23, les distributions de fréquence des tailles de nos spécimens, s'échelonne entre 13,6 cm et 57 cm. Pour l'ensemble des captures, le mode le plus important se situe à 16-21 cm, d'autres modes apparaissent autour de 29 cm. Le nombre d'exemplaire de moins de 13 cm et de plus 57 cm est très faible.

La taille moyenne chez les femelles est de 28,55 cm moyennement supérieure à celle des mâles qui est estimée à 23,85 cm (**cf, chapitre 4 Reproduction**).

Concernant les mâles, des tailles mesurées présentent des pics répartis sur l'intervalle (17-21cm), Ce type de structure est caractéristique de populations jeunes âgées de 1 à 2 ans.

Toutefois les tailles mesurées des femelles sont caractérisées par une gamme de taille plus au moins large par rapport a celles des mâles.

Nous avons observé, aussi, l'absence des poissons de grande taille, probablement due à l'exploitation de la population par une pêcherie intensive (pêcheurs artisanaux), à la sélectivité des filets de pêche et à la difficulté de la capture des poissons de petite taille dans les eaux profondes. Par conséquent, la pêche côtière algérienne cible généralement les juvéniles du merlu. Ceci est dû au fait que cette flottille, en raison de sa faible puissance motrice, reste active dans la frange côtière où sont concentrés les jeunes individus.

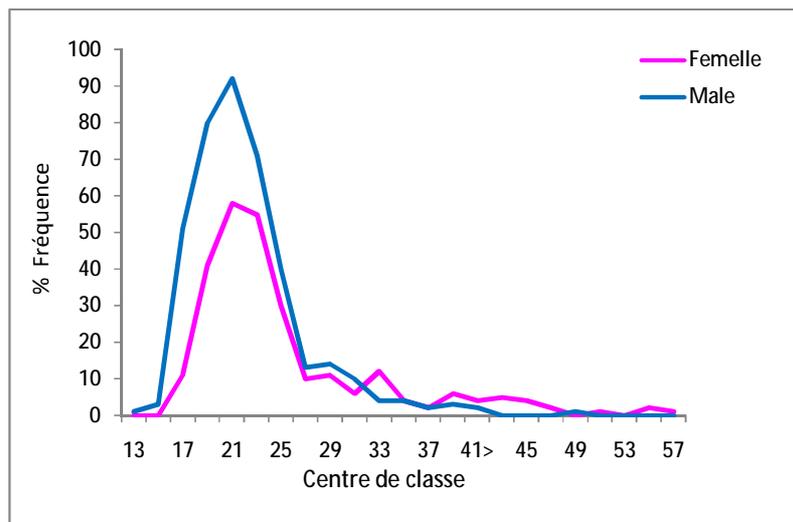


Figure 23: Structure de taille des populations du merlu durant l'année 2006.

## 2- Croissance linéaire

Dans cette présente étude, La croissance linéaire du merlu européen *Merluccius merluccius* a été étudiée selon le modèle de Von Bertalanffy (1938). Les paramètres de croissance linéaire :  $L_{\infty}$ ,  $K$  et  $t_0$  ont été estimés pour les mâles, les femelle et pour les deux sexes combinés.

Les fréquences de tailles ont été exploitées en utilisant la méthode ELEFEN décrite dans le programme LFDA, version 5.0 établi par Kirkwood et al. (2001).

Les paramètres de l'équation de croissance linéaire de Von Bertalanffy calculés sont illustrés dans la table 10. Les courbes de croissance sont représentées graphiquement par la figure 24.

**Tableau 10:** Paramètres de l'équation de croissance linéaire de Von Bertalanffy de *Merluccius merluccius* avec les  $\emptyset$  correspondants.

Sexe	Paramètres				Equation	Tailles extrêmes
	$L_{\infty}$	$K$	$t_0$	$\emptyset$	$L(t)=L_{\infty}*(1-e^{-K(t-t_0)})$	$L_{min}-L_{max}$
Mâles	51,45	0,30	-0,70	2,900	$L(t)= 51,45*(1-e^{-0,30(t+0,70)})$	13-48cm
Femelles	59,87	0,23	-0,001	3,188	$L(t)= 59,85*(1-e^{-0,230(t+0,001)})$	17-57cm
Sexes combinés	59,27	0,22	-0,823	2,897	$L(t)= 59,27*(1-e^{-0,220(t+0,823)})$	13-57cm

Les longueurs asymptotiques obtenues pour les merlus mâles et femelles sont respectivement de 51,45 cm et 59,8 cm soit une différence de 8,42 cm.

La taille asymptotique ( $L_{\infty}$ ) des femelles est plus grande que celle des mâles, alors que la constante de croissance ( $K$ ) pour les mâles est plus grande que celle des femelles.

Ces résultats mettent en évidence une croissance différentielle entre les deux sexes, en faveur des femelles. Le calcul de la courbe de croissance des deux sexes réunis conduit à une courbe moyenne (Fig. 24). La longueur asymptotique est, dans ce cas, légèrement basse que celle des femelles et plus grande que celle des mâles.

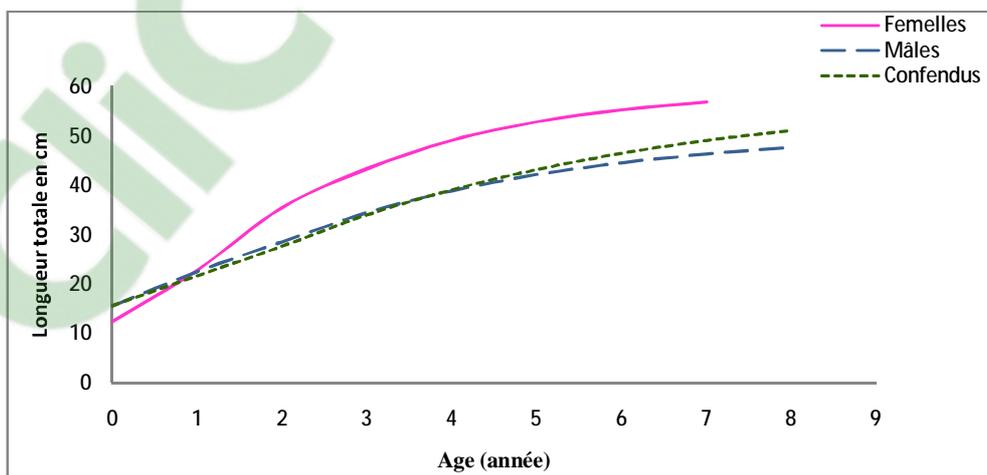
Moyennant l'équation de Von Bertalanffy obtenue pour les deux sexes et pour les sexes combinés, des paires de données taille théorique / âge ou clés taille-âge ont été calculées. Ces paires de données ont permis de présenter graphiquement la courbe de croissance linéaire (Fig. 24). En général, la courbe de croissance d'un poisson est asymptotique comme le décrit le modèle de Von Bertalanffy. Pour notre cas, les longueurs calculées par ce modèle coïncident avec celles observées (pas de différence significative), suggérant ainsi que l'échantillon est représentatif de la gamme de taille des merlus présents dans la baie d'Oran. Cette courbe nous a permis d'effectuer un examen comparatif de la croissance de chaque sexe. Cette comparaison montre qu'il existe, chez *M. merluccius*, une différence significative entre les mâles et les femelles, et que ces derniers croissent plus vite que les femelles pendant le groupe d'âge 0 (moins d'un an). Au delà de cet âge le taux de croissance s'inverse en

faveur des femelles. En effet, la longueur théorique correspondant au même âge se trouve plus grande chez les femelles que chez les mâles, et ceci durant toute la période de vie de l'espèce.

Les plus grandes femelles observées durant cette étude étaient âgées de 7 ans et les plus grands mâles de 8 (Tab. 11).

**Tableau 11:** Clé âge-longueurs obtenue pour les merlus femelles, mâles et sexes confondus de la baie d'Oran.

Sexes t (an)	Femelles	Mâles	Confondus
0	12,49	15,55	15,11
1	20,89	20,55	19,77
2	34,53	28,56	27,68
3	43,38	34,49	34,03
4	49,13	38,88	39,13
5	52,88	42,14	43,22
6	55,31	44,55	46,51
7	56,91	46,34	49,14
8	--	47,66	51,15



**Figure 24:** Courbe théorique de croissance linéaire de *M. merluccius* dans la baie d'Oran.

Toutefois, Il ressort de ces graphiques que les femelles grandissent plus rapidement que les mâles. Cette différence se manifeste dès la première année de leur vie et demeure toujours en faveur des femelles.

### 3- Croissance pondérale relative: Relation taille-poids

L'effectif des spécimens capturés au cours de la période d'étude est de **656 individus**, la longueur totale (**Lt**) varie entre 13,6 et 57 cm pour les merlus pêchés dans la baie d'Oran pendant l'année 2006.

Le poids plein minimal rencontré est de 14,6 g pour une taille minimale de 13,6 cm chez les mâles contre 32 g pour une taille de 17 cm pour les femelles. Le poids total maximal (**Pt**) est de 1127,31 g pour une femelle de 57 cm contre 712 g pour un mâle de 48,5 cm.

Afin de déterminer le poids correspondant à toutes les longueurs calculées, la relation "taille-poids" a été déterminée pour les merlus mâles, femelles et sexes combinés. Nous avons tenu compte de tous les couples, sans regroupement préalable repartis sur un cycle annuel (2006). Cette relation a été estimée aussi bien par rapport au poids total que par rapport au poids éviscéré afin d'éliminer le biais que pourrait engendrer les viscères sur le poids réel du poisson.

Les figures (25 à 30) représentent respectivement les résultats des variations de la relation liant le poids total et la longueur totale et le poids éviscéré et la longueur totale pour chaque sexe et de l'ensemble des individus des merlus provenant de la baie d'Oran.

Les Tableaux 12 et 13 indiquent pour notre espèce, le nombre de spécimens collectés, les valeurs minimales et maximales de la taille, les paramètres **a** et **b** estimés ainsi que le coefficient de corrélation aussi bien pour les poids totaux que les poids éviscérés. Quelle que soit la taille des espèces, le nuage de points n'est pas dispersé. Ceci montre que la relation longueur-masse est régie par la même corrélation pour toutes les tailles. Les chiffres des coefficients de corrélation (**R**) sont très proches de **1**, ce qui traduit la forte corrélation positive entre les deux variables que sont la taille et le poids.

**Tableau 12** : Paramètres de la relation taille–poids total du *M. merluccius* de la baie d'Oran.

Sexe	a	b (se; p)	R (F; p)	N	T min (cm)	T max (cm)
<b>Mâles</b>	0,0056	3,0579 (0,0344; 0)	0,976 (7884,13; 0)	391	13,6	48,5
<b>Femelles</b>	0,0065	3,0200 (0,0304; 0)	0,987 (9889,30; 0)	265	17	57
<b>Tous</b>	0,0059	3,0454 (0,0216; 0)	0,980 (19890,55; 0)	656	13,6	57

**Tableau 13 :** Paramètres de la relation taille-poids éviscéré du *M. merluccius* de la baie d'Oran.

Sexe	a	b (se; p)	R (F; p)	N	T min (cm)	T max (cm)
<b>Femelles</b>	0,0053	3,0538 (0.0281; 0)	0,98 (11806,07; 0)	385	17	57
<b>Mâles</b>	0,0068	2,9791(0.0283; 0)	0,99 (11049,99; 0)	263	13,6	48.5
<b>Ensemble</b>	0,0050	3,0180 (0,0282; 0)	0,97 (11760, 09 ; 0)	648	13.6	57

Les valeurs estimées de **b** sont voisines de **3** quelque soit le sexe (Tab. 14 et 15), ainsi le test **t de Student**, nous donne des valeurs inférieures à **1,96**, seuil correspondant à un degré de sécurité de **95 %**. Ceci indiquerait que la population de *Merluccius merluccius* à sexe séparé, se caractérise par une croissance isométrique entre le poids total ou éviscéré et la taille. Ce qui nous permet de dire que la forme du corps ne change pas au cours de l'accroissement, ce qui signifie en terme de croissance, que le développement du corps (croissance pondérale) est proportionnel pour les deux sexes. La valeur de **b** est concordante avec celle habituellement rapportée et admise par la littérature et qui situe cette valeur entre 2,5 et 3,5 (**Pauly, 1997**) de la relation taille-poids.

**Tableau 14:** Test d'allométrie taille-poids total du *M. merluccius* de la baie d'Oran.

Sexe	b	tcal	Allométrie
<b>Mâles</b>	3,0579	1.6801	Isométrie
<b>Femelles</b>	3,0200	0.6598	Isométrie
<b>Ensemble</b>	3,0454	2,1031	Majorante

**Tableau 15:** Test d'allométrie taille-poids éviscéré du *M. merluccius* de la baie d'Oran.

Sexe	b	tcal	Allométrie
<b>Mâles</b>	3,0539	1,91703	Isométrie
<b>Femelles</b>	2,9791	-0,73712	Isométrie
<b>Ensemble</b>	3,0180	1,8804	Isométrie

Les résultats obtenus par les équations de la relation taille-poids total et éviscéré sont consignés dans le tableau 16.

**Tableau 16** : Equations de régression de la relation entre le poids total (g) et la longueur totale (cm) et entre le poids éviscéré (g) et la longueur totale (cm) chez *M. merluccius* de la baie d'Oran.

Sexe	Relation taille-poids total	R	N	Relation taille-poids éviscéré	R	N
Femelles	$W=0,0065 L^{3,0200}$	0,98	265	$W=0,0068 L^{2,9791}$	0,99	263
Mâles	$W=0,0056 L^{3,0579}$	0,97	391	$W=0,0053 L^{3,0539}$	0,98	385
Sexes combinés	$W=0,0059 L^{3,0454}$	0,98	656	$W=0,0050 L^{3,018}$	0,97	648

(R : coefficient de corrélation ; N : effectif de poissons)

La comparaison statistique entre les deux sexes avec le test des pentes (Test ANCOVA :  $F=0,68$ ;  $ddl=1$ ;  $p=0,410$  donc acceptation de l'hypothèse nulle d'égalité des deux pentes et parce que les pentes sont égales, on compare les ordonnées à l'origine (Test ANCOVA :  $F=4833,35$ ;  $ddl=1$ ;  $p=0$ ) donc les ordonnées à l'origine sont statistiquement différentes) pour les poids totaux n'a pas permis de mettre en évidence de différences significatives au seuil de 5%. Il existe de différence de croissance entre les mâles et les femelles car à taille égale, les mâles sont plus légers que les femelles.

Pareillement, le même test statistique a été accompli sur l'ensemble de la population des merlus en termes de poids éviscéré. Les résultats obtenus par le Test ANCOVA sont :  $F=3,52$ ;  $ddl=1$ ;  $p=0,061$  donc acceptation de l'hypothèse nulle d'égalité des deux pentes et parce que les pentes sont égales, on compare les ordonnées à l'origine (Test ANCOVA :  $F=1869,6$ ;  $ddl=1$ ;  $p=0$ ) donc les ordonnées à l'origine sont statistiquement différentes. Toujours au seuil de signification de 5%, il existe une différence significative entre les sexes. Ces résultats nous permettent de souligner qu'à poids éviscéré égal, les merlus mâles sont légèrement plus lourds que les merlus femelles.

### Chapitre 3 : Etude de l'âge et croissance chez le merlu

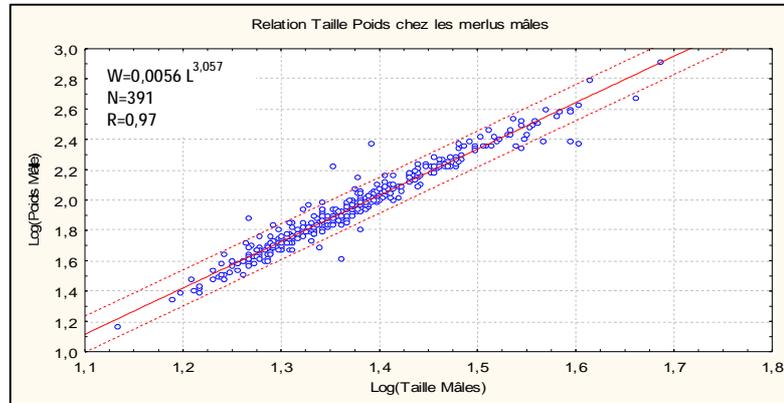


Figure 25 : Relation taille poids chez les merlus mâles de la baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids total en grammes; longueur totale en centimètres.

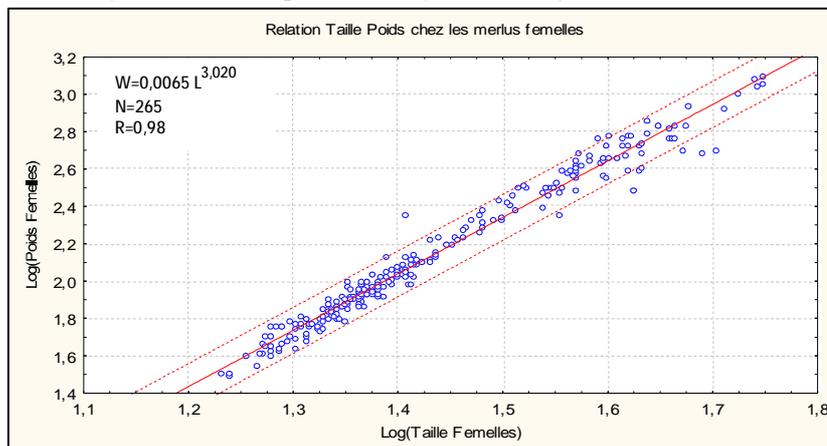


Figure 26 : Relation taille poids chez les merlus femelles de la baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids total en grammes; longueur totale en centimètres.

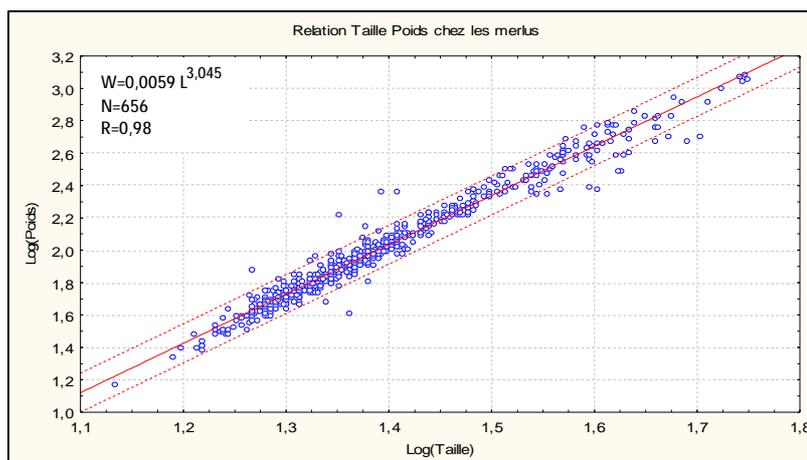
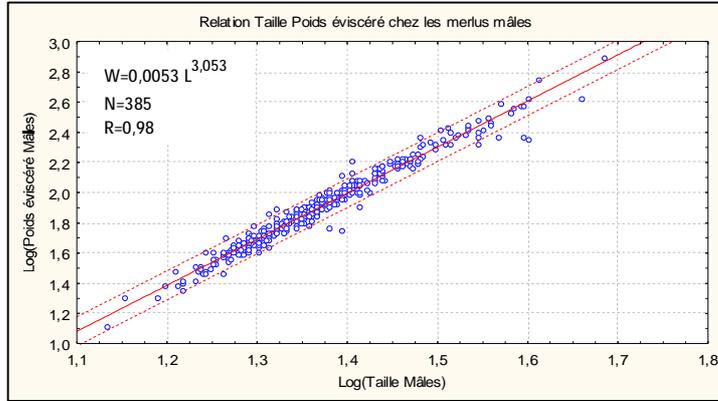
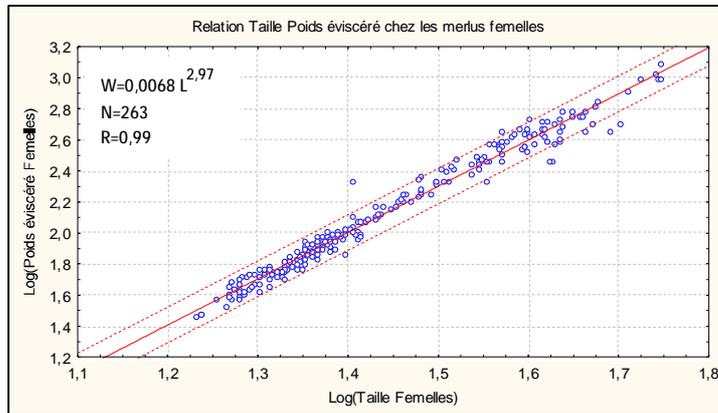


Figure 27 : Relation taille poids chez les merlus confondus de la baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids total en grammes; longueur totale en centimètres.

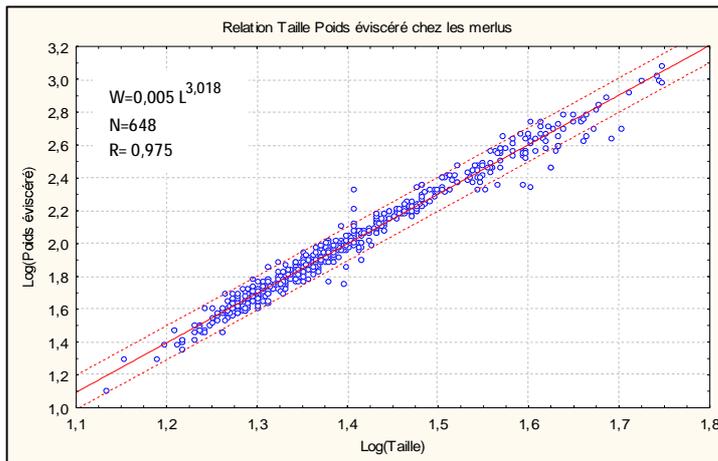
### Chapitre 3 : Etude de l'âge et croissance chez le merlu



**Figure 28:** Relation taille poids chez les merlus mâles de la baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids éviscéré en grammes; longueur totale en centi mètres.



**Figure 29 :** Relation taille poids chez les merlus femelles de la baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids éviscéré en grammes; longueur totale en centi mètres.



**Figure 30:** Relation taille poids chez les merlus confondus de la baie d'Oran échantillonnés en 2006. Transformation logarithme base 10; poids éviscéré en grammes; longueur totale en centi mètres.

▪ **Comparaison Wev/Wt (test t de student)**

La comparaison statistique des analyses des variances (Anova) de mâles et de femelles a indiqué que  $p = 0$ ; donc variances statistiquement différentes. Statistica utilise donc dans ce cas une formule spéciale du **test t de Student**, dite à variances séparées où  $p < 0,005$  par conséquent on rejette l'égalité du rapport poids éviscéré/poids total pour mâles et femelles (Tab. 17) [**Wev/Wt Mâles = 0,930 (n=385; se=0,002); Wev/Wt Femelles = 0,919 (n=263; se=0,003)**].

**Tableau 17** : Analyse statistique de la comparaison du poids éviscéré et poids total des merlus mâles et femelles.

Mean		t-value	ddl	p	Valid N		Ecart-type		F-ratio	p
M	F				M	F	M	F	Variances	Variances
0,930	0,919	2,929231	646	0,003518	385	263	0,038327	0,052573	1,881544	0

Bien que, le rapport **Wev/Wt** des merlus mâles soit différent de celui des merlus femelles, il serait plus intéressant de calculer celui de l'ensemble de la population car au niveau de la pêcherie et au moment de la vente, les poissons sont vendus sans être sexés. Ainsi on obtient l'équation suivante :

$$\text{Wev/Wt Merlus} = 0,926 \text{ (n=648)}$$

La connaissance de cette relation permet le calcul du poids éviscéré du poisson connaissant le poids total et vice versa.

▪ **Statistiques descriptives pour le rapport Wev/Wt**

Les résultats obtenus par l'analyse descriptive pour le rapport poids éviscéré et poids total sont regroupés dans le tableau 18.

**Tableau 18** : Statistiques descriptives pour le rapport Wev/Wt du *M. merluccius* de la Baie d'Oran.

Sexes	N	Moyenne	Minimum	Maximum	Err. Standard
<b>Mâles</b>	385	0,930	0,755	0,997	0,002
<b>Femelles</b>	263	0,919	0,695	0,992	0,003
<b>Ensemble</b>	648	0,926	0,695	0,997	0,002

**4- Croissance pondérale absolue**

La courbe théorique de croissance pondérale résulte de la combinaison entre l'équation de croissance linéaire ( $Lt=L\infty (1-e^{-K(t-t_0)})$ ) d'une part, et celle de la relation taille-poids ( $W=aL^b$ )

d'autre part. En effet, à partir de l'équation de croissance linéaire et la relation taille-poids on aboutit à l'équation de la croissance pondérale de **Von Bertalanffy** qui s'écrit:

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

Les poids asymptotiques ont été établis pour les deux sexes séparément et combinés. Les paramètres **k** et **t<sub>0</sub>** sont identiques à ceux calculés à partir de l'équation de croissance linéaire. Les équations obtenues figurent dans le tableau 19.

**Tableau 19:** Equations de croissance pondérale chez le *Merluccius merluccius*.

Sexe	Croissance Pondérale
Femelles	$W(t) = 1396,0 (1 - e^{-0,23(t + 0,001)})^{3,02}$
Mâles	$W(t) = 736,8 (1 - e^{-0,300(t + 0,70)})^{3,05}$
Confondus	$W(t) = 1265,1(1 - e^{-0,220(t + 0,823)})^{3,04}$

La croissance pondérale des femelles tend vers une valeur asymptotique de 1396,0 g, en revanche chez les mâles, le poids asymptotique est de 736,8 g (Fig. 31).

En comparaison des poids asymptotiques des mâles et des femelles pour notre période d'échantillonnage, on remarque que les poids asymptotiques des femelles sont largement plus grands que ceux des mâles.

Les clés âges-poids ont été établies pour les deux sexes et pour les sexes combinés, dont les poids moyens pour chaque âge ont été calculés (Tab. 20)

**Tableau 20:** Clé âge-poids obtenue pour les merlus femelles, mâles et sexe confondu de la baie d'Oran.

Sexes t (an)	Femelles	Mâles	Confondu
0	8,64	7,70	8,95
1	80,37	73,12	76,88
2	110,03	92,65	100,05
3	280,55	196,85	238,55
4	442,54	299,51	423,22
5	603,03	398,93	602,53
6	762,25	496,95	808,01
7	920,75	585,00	949,72
8	--	670,05	1040,09

Nous remarquons que la croissance pondérale chez les femelles est plus importante que celle des mâles à partir du groupe de poids d'âge 0 (moins d'un an). La différence s'accroît régulièrement pour être maximale chez les individus du groupe d'âge 7: les femelles sont alors, en moyenne, plus lourdes que les mâles de 335,75 grammes.

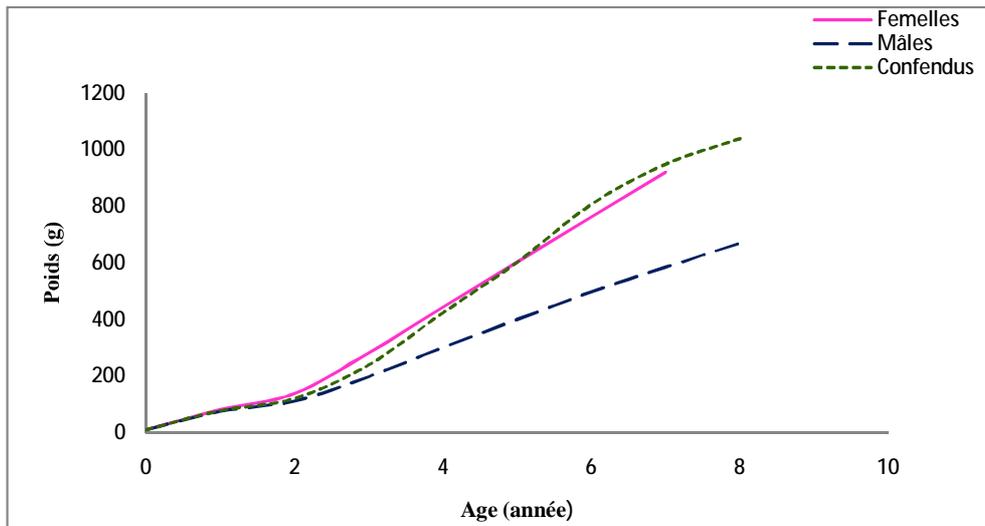


Figure 31: Courbe théorique de croissance pondérale de *M. merluccius* dans la baie d'Oran.

### 5- Taux de croissance annuel

L'analyse du taux d'accroissement entre les groupes d'âge permet d'obtenir le taux d'accroissement annuel. Celui-ci a été calculé pour l'ensemble de l'échantillon et par sexe (Tab. 21). Le taux d'accroissement annuel diminue au cours de la vie du poisson. Le taux d'accroissement d'un poisson d'1 an à 2 ans par rapport à celui d'un poisson de 3 ans à 4 ans est plus important de 4 fois en taille et de 2 fois en poids. A un âge donné, les observations montrent qu'une femelle est toujours plus grosse et plus grande qu'un mâle. De plus, le taux d'accroissement annuel, qu'il soit pondéral ou linéaire, est toujours supérieur pour les femelles que pour les mâles.

### Chapitre 3 : Etude de l'âge et croissance chez le merlu

**Tableau 21:** Tailles par sexes, par âges et accroissements annuels des femelles, des mâles et sexe combiné de *M. merluccius*.

t (an)	Femelles		Mâles		Confondus	
	Longueur Totale (cm)	Acc. Annuel (cm)	Longueur Totale (cm)	Acc. annuels (cm)	Longueur Totale (cm)	Acc. annuels (cm)
0	12,46	-	15,55	-	15,11	-
1	20,89	8,40	20,55	5,00	19,77	4,66
2	34,53	13,64	28,56	8,01	27,68	7,91
3	43,38	8,85	34,49	5,93	34,03	6,35
4	49,13	5,75	38,88	4,39	39,13	5,10
5	52,88	3,75	42,14	3,26	43,22	4,09
6	55,31	2,43	44,55	2,41	46,51	3,29
7	56,91	1,60	46,34	1,79	49,14	2,63
8	--	--	47,66	1,32	51,15	2,01

Les accroissements des femelles calculés à partir du modèle de **Von Bertalanffy (1938)** passent de 8,40 cm/an à 1,06 cm/an. Nous constatons que l'accroissement annuel diminue progressivement avec l'âge. Chez les mâles, les taux d'accroissement défilé de 5,00 cm/an à 1,32 cm/an. Les constatations sont similaires pour le sexe confondu 4,66 cm/an à 2,01 cm/an (Tab. 21). Les femelles croissent plus rapidement que les mâles. La croissance de *M. merluccius* suivant le modèle de **Von Bertalanffy (1938)** montre une diminution régulière des accroissements (Tab. 21).

L'accroissement en masse est faible chez les juvéniles et augmente avec l'âge (Tab. 22).

**Tableau 22 :** Poids totaux et accroissements pondéraux annuels des femelles, des mâles et sexe combiné de *M. merluccius*.

t (an)	Femelles		Mâles		Confondus	
	Poids Total (g)	Acc. Annuel (cm)	Poids Total (g)	Acc. annuels (cm)	Poids Total (g)	Acc. annuels (cm)
0	8,64	-	7,70	-	8,95	-
1	80,37	71,73	73,12	65,42	76,88	67,93
2	110,03	29,66	92,65	19,53	100,05	23,17
3	280,55	170,52	196,85	104,20	238,55	138,50
4	442,54	161,99	299,51	102,66	423,22	184,67
5	603,03	160,49	398,93	99,42	602,53	179,31
6	762,25	159,22	496,95	97,12	808,01	154,01
7	920,75	158,50	585,00	88,05	949,72	141,71
8	--	--	670,05	85,05	1040,09	95,37

Chez les femelles, les accroissements annuels passent de 71,73 g (1<sup>ère</sup> année) à 170,52 g (3<sup>ème</sup> année). Au-delà de la 3<sup>ème</sup> année, ils passent de 161,99 à 158,50 g à la 7<sup>ème</sup> année. Pour les mâles, les accroissements passent de 65,42 g en 1<sup>ère</sup> année et 104,20 g en 3<sup>ème</sup> année. Ils vont par la suite diminuer jusqu'à atteindre 85,05 g à la 8<sup>ème</sup> année de la vie des poissons (Tab. 22).

En résumé, il y a une augmentation de la croissance en masse avec l'âge chez le merlu de la baie d'Oran.

### 6- Calcul des coefficients de la mortalité

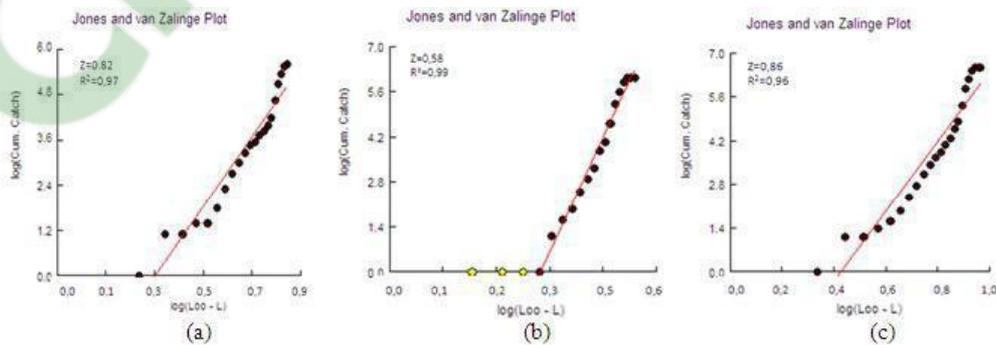
Le but des études de stocks en dynamique des populations exploitées consiste à mettre en relation la production de l'activité de pêche avec l'impact de celle-ci sur l'évolution de l'effectif du stock.

#### 6-1- Mortalité totale (Z)

Le tableau 23 regroupe les valeurs de coefficient de mortalité totale **Z** pour l'ensemble de la population et sexes séparés. Ces résultats sont estimés à l'aide du logiciel « FISAT II » à partir des distributions de fréquences de taille par la méthode **Jones et Van Zalinge (1982)**. Les résultats sont représentés par la figure 31.

**Tableau 23:** Estimation des coefficients de mortalité totale **Z** chez le merlu du littoral oranais.

Sexes	Mortalité totale Z an <sup>-1</sup>	R <sup>2</sup>
Femelles	0,82	0,97
Mâles	0,58	0,99
Confondus	0,86	0,96



**Figure 32:** Courbe de capture pour l'estimation de **Z** de *M. merluccius* exploité dans le littoral oranais ((a) mâles; (b) femelles; (c) confondus).

### 6.2- Mortalité naturelle (M)

La valeur de **M** obtenue par la **méthode de Taylor** est de 0,23 an<sup>-1</sup> chez les femelles et sexes confondus, par contre, elle est de 0,28 an<sup>-1</sup> chez les mâles.

### 6.3- Mortalité par pêche (F)

Le coefficient de la mortalité par pêche (**F**) est calculé à partir de la mortalité naturelle (**M**) et de la mortalité totale (**Z**) obtenues précédemment qui sont regroupées dans le tableau 24.

**Tableau 24 :** Tableau récapitulatif des résultats des mortalités de *M. merluccius*.

Mortalité	<i>M. merluccius</i>		
	Mâles	Femelles	Confondus
<b>Z</b>	0,58	0,82	0,86
<b>M</b>	0,28	0,23	0,23
<b>F</b>	0,30	0,59	0,63

### 5.4- Exploitation E

En utilisant la méthode de **Jones et Van Zalinges**, nous avons obtenu une mortalité totale **Z** de 0,86 an<sup>-1</sup>. L'estimation de la mortalité naturelle **M** par l'équation de Taylor était de 0,23 an<sup>-1</sup> et la mortalité par pêche (**F**) déduite à partir de ces deux données était de 0,63 an<sup>-1</sup>. Ces différents paramètres nous ont permis de calculer le taux d'exploitation (**E**) de merlu qui est de 0,73, et de déterminer **Z/K** qui est égale à 3,73. Nos résultats semblent supérieurs par rapport au seuil, ce qui conduit à penser que le milieu semble être surexploité.

## IV- Discussion

**La croissance linéaire** du merlu (*Merluccius merluccius*) du littoral occidental algérien a été étudiée à travers la méthode de progression modale. Pour ce fait, ont été analysées les données de distribution de tailles obtenues durant l'année 2006. Le modèle de **Von Bertalanffy (1938)** pour la croissance linéaire a été appliqué aux deux sexes séparés et combinés du merlu. Cette étude a révélé que les taux de croissance relatif à chaque sexe diminuent avec l'âge; ils sont maximum pour les petites tailles (1-2 ans) à cause de la croissance rapide des jeunes individus par rapport aux plus âgés ensuite, ils chutent au fur et à mesure que la taille des poissons s'approche de la taille et du poids asymptotiques. Nos résultats sont en accord avec de nombreux auteurs qui ont décrits pour le merlu européen, une croissance plus rapide des

femelles, comparée à celle des mâles, aussi bien pour la population atlantique (Casey & Pereiro, 1995; Pineiro & Sainza, 2003) que méditerranéenne (Aldebert & Carries, 1989a; Recassens *et al.*, 1998).

L'âge du changement du rythme de croissance entre les deux sexes, coïncide avec la première maturité sexuelle, ce qui indique que le changement du rythme de croissance entre les mâles et les femelles est influencé par la maturité sexuelle. Ce résultat est en accord avec les travaux de Pineiro & Sainza (2003) qui ont constaté que les mâles grandissent plus rapidement que les femelles avant la maturité sexuelle, mais juste après les femelles, croissent plus vite que les mâles. L'inversion du taux de croissance entre les mâles et les femelles à la limite de la maturité sexuelle peut être expliquée par la différence du métabolisme entre les deux sexes comme la différence de la consommation de l'oxygène (Pauly, 1994 *in* Pineiro & Sainza, 2003) et/ou la différence de niveau d'excès d'énergie entre la reproduction et la croissance somatique (Rijnsdorp & Ibelings, 1989 *in* Pineiro & Sainza, 2003).

La différence de croissance entre les deux sexes permet aux femelles d'atteindre des tailles plus grandes que les mâles pour les mêmes âges (Godinho, 2001). L'ajustement des paramètres de croissance au modèle de croissance de Von Bertalanffy (1938) montre que les valeurs de la constante de croissance ( $K$ ) pour les mâles sont plus élevées que ceux des femelles tandis que leur tailles et poids asymptotique ( $L_{\infty}$ ,  $W_{\infty}$ ) sont plus petits que ceux des femelles, ceci est en accord avec les résultats de Mariano & Antonio (2002).

Plusieurs hypothèses ont été émises pour expliquer la dominance des femelles pour les grandes tailles, parmi lesquelles le taux de mortalité des mâles qui dépasse largement celui des femelles pour les âges plus que 9 ans, la différence du taux de croissance entre les deux sexes, l'accessibilité aux engins de pêches et la vulnérabilité des mâles et donc à leur résistance aux facteurs du milieu (Bouaziz *et al.*, 1998; Pineiro & Sainza, 2003).

Le modèle de Von Bertalanffy reste, 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.

Si l'on considère les valeurs des paramètres de l'équation de VB trouvées dans les régions méditerranéennes voisines (Tab. 25), nous remarquons que nos résultats s'intègrent bien dans l'ensemble. Le test phi-prime ( $\Phi'$ ) a été utilisé pour comparer les paramètres de croissance linéaire  $L_{\infty}$  et  $K$  estimés pour l'ensemble des sexes et sexe séparé avec ceux obtenus par d'autres études. En général, la comparaison par ce test montre des similitudes des différents  $\Phi'$  calculés, avec des légères différences. Les  $\Phi'$  collectés de la bibliographie, varient de 2,78 à 3,47. Ainsi, les paramètres de croissance calculés dans cette étude sont dans la gamme des estimations faites puisqu'ils varient de 2,897 à 3,188.

Les légères différences entre les  $\Phi'$  des paramètres de croissance estimés par les auteurs peuvent être expliquées par: les données d'échantillonnage (commerciales ou à partir des données de campagnes de prospection), à la gamme de tailles des échantillons, à la période

de l'échantillonnage (variations saisonnières et interannuelles), les conditions hydroclimatiques et environnementales dominantes, caractéristiques de chaque zone et induisant des performances de croissance variables. Les valeurs de **phi-prime** calculées par la même approche (otolithes, distribution de tailles ou marquage-recapture) sont similaires au sein de la même région d'étude. Cependant, les phi-prime issus de la lecture des otolithes restent inférieures à ceux issus des fréquences de tailles et des techniques de marquage et recapture (Tab. 25).

Les résultats des paramètres de croissance obtenus dans ce travail, comparés à ceux d'autres auteurs obtenus dans différents secteurs géographiques de distributions de l'espèce *Merluccius merluccius* s'avère un peu difficile en raison des différentes approches méthodologiques adoptées (Analyse des fréquences de tailles, lecture des otolithes et marquage - recapture). Cependant, l'estimation par sexe de la vitesse de croissance **K** de l'équation de **Von Bertalanffy** en Méditerranée est proche de celle calculée par **Garcia-Rodriguez & Esteban (2002)** ayant utilisant les otolithes, **Mariano & Antonio (2002)** en Espagne et celle du **Mellon-Duval et al., 2010** utilisant l'approche marquage - recapture dans le Golfe de Lion, mais deux fois supérieur à la valeur calculée par d'autres auteurs dans la même zone (Tab.25). En Comparaison avec des études effectuées en Atlantique nos résultats sont proche à ceux enregistrés par **de Pontual et al., 2006** dans le Golfe de Gascogne.

la croissance linéaire du merlu du bassin oranais méditerranéen vérifie l'hypothèse d'une croissance rapide, résultat qui concorde avec celui de **Bouaziz et al (1998)** au centre d'Alger, au Golfe de Lion (**Mellon-Duval et al., 2010**) et en Méditerranée de l'Ouest (**Garcia-Rodriguez & Esteban, 2002**). En Atlantique, d'autres auteurs ont noté des croissances similaires pour la même espèce en particulier dans la baie de Biscaye (**de pontuel et al. 2003 & 2006**), dans les eaux Ibériques (**Pineiro et al, 2007**) et les eaux atlantiques marocaine (**El Habouz, 2011**).

L'étude du tableau 25 nous indique que la croissance linéaire du merlu est plus rapide en Atlantique Nord (baie de Biscaye et eaux atlantiques de la péninsule ibérique) qu'en Méditerranée.

Les résultats obtenus de l'âgeage du merlu de la façade maritime oranais semblent plus au moins proche de l'ensemble des résultats donnés par certains auteurs (Tab. 26)

L'estimation de la taille de la fin de la première année d'âge du merlu oranais est de 20,89 cm chez la femelle, 20,5 cm pour les mâles et 19,77 cm pour les deux sexes combinés. Ces tailles à la première année de vie de l'espèce cible paraissent largement supérieures à celles estimées par **Bouaziz et al (1998)** en Méditerranée algérienne dans la région de Bou- Ismail à 11,5 cm et celles de **Oliver (1990)** est de 11,2 cm pour les deux sexes.

Cependant, il faut convenir que nos résultats rejoignent ceux de **Coni (1983)** (21,4 cm pour les femelles, 21,4 cm pour les mâles et 20,7 cm pour toute la population), ceux de **Pineiro & Sainza (2003)** (21cm pour les femelles, 20,9 cm pour les mâles et 20,6 cm pour les deux

sexes) et **Flamini (1984)** qui a estimé la taille de la première année pour l'ensemble des individus 19 cm. Toutefois, nos résultats sont inférieurs à ceux obtenus par **Pontual (2006)** et **El Habouz (2011)** en Atlantique, estimant la longueur totale de la fin de la première année de vie des merlus (sexes confondus) respectivement à 24 cm et 27,2 cm.

Par ailleurs, des études de croissance des juvéniles dans certaines zones de l'Atlantique et de la Méditerranée, à partir de l'analyse des microstructures sur les otolithes sagittas ont conduit à l'estimation des tailles moyennes du merlu à la fin de sa première année de vie. Ces tailles estimées respectivement à 16 cm et à 18,3 cm au Golfe de Lion (**Morales-Nin & Aldebert, 1997**) et à la mer Tyrrhénienne (**Belcari et al., 2006**) sont largement inférieures aux valeurs estimées à 23,8 cm à la baie de Biscaye et à la mer Celtique (**Kacher & Amara, 2005**) et à 25,2 cm au Nord Ouest de l'Atlantique Ibérique (**Pineiro et al., 2008**).

Il ressort de cette étude de la croissance linéaire du merlu de la baie d'Oran qu'à l'instar de ce qui a été démontré dans d'autres zones de sa distribution, les techniques de la lecture des otolithes sur-estiment l'âge et sous-estiment la croissance du merlu blanc. Néanmoins, des études de la croissance des juvéniles à partir de l'analyse des microstructures des otolithes et des techniques de marquage et recapture sont indispensables pour bien cerner la croissance linéaire chez le merlu des côtes algériennes.

Chapitre 3 : Etude de l'âge et croissance chez le merlu

**Tableau 25** : Comparaison des paramètres de croissance linéaire de **Von Bertalanffy (K,  $L_{\infty}$ , et  $t_0$ )** obtenus par différents auteurs, par sexe, par zone et **test phi-prime ( $\Phi'$ )** pour les sexes combinés du merlu.

Zone	Région	Référence	sexe	$L_{inf}$	k	$t_0$	$\Phi'$
Atlantique	Golfe de Gascogne (Stock Nord)	Décamps & Labastie (1978)	Combiné	108	0,21	0,12	3,37
	Golfe de Gascogne (Stock Sud)	Iglesias & Dery (1981)	Combiné	83	0,148	-0,42	3,01
			Mâle	116	0,098	-0,51	3,12
			Femelle	64,3	0,150	-1,03	2,79
	Baie de Biscaye	ICES (1993)	Combiné	127,5	0,073	-1,130	-
	Baie de Biscaye	Lucio et al., (2000)	Combiné	110,0	0,124	-0,452	-
			Mâle	80,0	0,181	-0,724	-
			Femelle	110,0	0,122	-0,619	-
	Nord Est atlantique (Espagne)	Godinho (2001)	Combiné	110,6	0,08	-0,97	2,99
	Eaux Ibériennes	Pinéro & Sainza (2003)	Combiné	88,0	0,128	-1,174	2,99
			Mâle	70,0	0,184	-0,976	2,96
			Femelle	89,0	0,130	-1,150	3,13
	Baie de Biscaye	de Pontual et al., (2006)	Combiné 1	89,9	0,362	-	3,47
			Combiné 2	110,0	0,250	-	3,48
			Mâle	80,0	0,436	-	-
			Femelle	110,0	0,261	-	-
	Atlantique centre-Maroc	El Habouz (2011)	Combiné	115,4	0,14	-0,919	3,27
Mâle			101,9	0,113	-1,153	-	
Femelle			114,8	0,129	-1,449	-	
Méditerranée	Iles Baléares	Oliver (1993)	Combiné	94,2	0,086	-0,590	-
		Alemany & Oliver (1994)	Mâle	48,72	0,321	-0,07	2,88
			Femelle	126,9	0,184	-0,04	3,47
	Golfe de Lion	Recasens et al., (1994) Recasens et al., (1998)	Combiné	94,7	0,131	-0,122	-
			Mâle	72,8	0,149	-0,383	-
			Femelle	100,7	0,124	-0,350	-
	Bou-Ismaïl Algérie	Bouaziz et al., (1996)	Mâle	100,7	0,124	-0,12	3,099
			Femelle	80,64	0,13	-0,44	2,93
	Mer Adriatique	Ungaro et al., (2001)	Mâle	75,7	0,15	-	2,93
			Femelle	82,6	0,13	-	2,95
	Iberian Peninsula (Santa Pola, Alicante)	Garcia-Rodriguez & Esteban (2002)	Combiné	106,8	0,200	0,003	3,36
			Mâle	94	0,270	0,199	-
			Femelle	103,9	0,212	0,031	-
	Espagne (Méditerranée)	Mariano et al., (2002)	Mâle	93	0,2	-0,09	3,24
			Femelle	108	0,21	0,12	3,37
	Méditerranée Centrale	Colloca et al., (2003)	Mâle	45,7	0,400	0,100	-
			Femelle	93,2	0,130	-0,350	-
Golfe de Lion	Mellon-Duval et al., (2010)	Combiné	110	0,183	0,00	3,35	
		Mâle	72,8	0,239	0,00	-	
		Femelle	100,7	0,236	0,00	-	

Chapitre 3 : Etude de l'âge et croissance chez le merlu

Tableau 26: Clé âge- longueur du Merlu dans différentes régions.

Auteur	Zone d'étude	Classes d'âge												Méthode d'âgeage
		Sexe	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Goni (1983)	Atlantique marocain	M	16	21,4	26,5	31,3	35,7	39,9	43,8	47,3	50,9	-	-	Otolithes
		F	15,4	21,4	26,9	32,2	37,1	41,7	46,0	50,0	53,8	-	-	
		C	14,8	20,7	26,3	31,4	36,3	40,9	45,2	49,2	53,0	-	-	
Pinero & Sanza (2003)	Atlantique Ibérique	M	17,0	21,0	29,5	36,4	42,7	45,7	49,7	54,2	60,0	-	-	Otolithes
		F	16,8	20,9	28,4	37,0	44,5	48,7	53,7	56,4	62,3	68,7	75,0	
		C	11,9	20,6	29,0	36,7	43,8	50,0	55,4	58,3	63,1	67,1	75,0	
de Pontual et al. (2006)	Baie de Biscay	C	-	24,3	43,3	58,0	69,5	78,5	-	-	-	-	Marquage-recapture	
El Habouz (2011)	Atlantique Centre Marocain	M	15,4	24,6	32,9	40,3	46,9	52,8	58,0	62,7	66,9	70,6	74	Analyse des tailles
		F	15,9	27,8	38,4	47,6	55,7	62,9	69,2	74,7	79,5	83,8	87,6	
		C	13,9	27,2	38,7	48,7	57,4	65,0	71,6	77,3	82,3	86,6	90,4	
Flamini (1984)	Nord et centre Adriatique	C	11	19	26,2	33,3	39,5	-	-	-	-	-	Otolithes	
Oliver (1990)	Iles Baléares	C	-	11,2	16,3	21,9	28,4	34,7	38,2	-	-	-	Otolithes	
Bouaziz (1992)	Baie de Bou-Ismaïl	C	-	11,5	21,5	25,5	29,5	31,5	-	-	-	-	Otolithes	
Garcia-Rodriguez et Esteban (2002)	Méditerrané (Golfe Alicante)	M	11,9	18,3	26,3	32,5	38,9	49,2	-	-	-	-	-	Otolithes
		F	12,0	17,4	25,0	34,9	44,5	50,8	54,9	56,6	-	-	-	
Mellon-Duval et al. (2010)	Golfe de Lion	C	-	17,9	32,9	45,5	56,0	64,8	-	-	-	-	-	Marquage-recapture
		M	-	15,1	27,1	36,6	44,1	50,1	-	-	-	-	-	
		F	-	21,2	37,9	51,1	61,5	69,8	-	-	-	-	-	
Présente étude	Baie d'Oran Algérie	M	15,5	20,5	28,5	34,4	38,8	42,1	44,5	46,3	47,6	-	-	Analyse des tailles
		F	12,4	20,8	34,5	43,3	49,1	52,8	55,3	56,9	-	-		
		C	15,1	19,7	27,6	34,0	39,1	43,2	46,5	49,1	51,1	-	-	

M: male; F: Femelle; C: confondu

**Pour toutes les courbes de la relation taille-poids**, les points expérimentaux s'ordonnent à peu près autour de la courbe théorique, ceci s'explique par le fait que les valeurs du coefficient de corrélation sont élevées. Ceci démontre que les différentes équations établies traduisent convenablement les relations entre les poids totaux, les poids éviscérés des poissons et leurs longueurs totales.

Lorsque la relation est établie avec des individus éviscérés, le coefficient de corrélation est meilleur (Tab. 13). Ceci est surtout dû au développement des gonades pendant la période de ponte chez les femelles et à l'alimentation chez les mâles correspondants.

La comparaison des pentes et des positions des droites de régression de la relation taille-poids total entre les individus mâles et femelles, montre que les lois de la croissance relative chez les deux sexes sont identiques; mais à tailles égales, les femelles ont une masse pleine plus importante que celle des mâles. Ainsi, les femelles grossissent plus que les mâles.

Il ressort de cette étude, que pour la même taille, les femelles pèsent plus que les mâles. Nos résultats coïncident avec ceux de **Piñeiro et al (2003)** au niveau des eaux ibériennes, que pour la même taille, les merlus femelles sont plus lourdes que les mâles. **Farrugio (1975)** et **Koutrakis & Sinis (1994)** ont observé le même phénomène chez d'autres espèces de muges (*Liza ramada*, *L. saliens* et *Chelon labrosus*) particulièrement après la taille de première maturité sexuelle.

En ce qui concerne les masses éviscérées, les pentes des droites de régression de la relation taille-poids éviscéré, statistiquement différentes chez les mâles et les femelles, montrent que les lois de la croissance relative sont différentes chez les deux sexes. A poids éviscéré égal, les femelles pèsent moins lourdes que les mâles.

La comparaison des pentes des relations taille-poids (poids total et poids éviscéré) par rapport à la valeur 3, nous permet de souligner que la croissance pondérale relative est isométrique pour les deux sexes, ce qui nous indique que la croissance pondérale est proportionnelle à la croissance linéaire, alors qu'elle est majorante pour l'ensemble de la population (Tab. 14 et 15), ce qui signifie que chez le merlu de la baie d'Oran, le poids croît plus vite que la longueur. Il présente une croissance pondérale supérieure à sa croissance en taille.

Dans le but d'une comparaison avec les résultats d'autres auteurs, le tableau 27 résume les paramètres de la croissance relative mentionnée dans différentes régions de la Méditerranée et de l'Atlantique. Il est à noter la diversité des observations dans ces différentes régions. Si on considère la population dans sa totalité, nos résultats rejoignent ceux de **Moutopoulos & Stergiou (1998, 2002)** en Grèce, **Ozaydin & Taskavak (2006)** en Turquie (Mer Egée orientale) et **Mendes et al; 2004** en Portugal (Côte Ouest). En revanche, **Piñeiro et al; (2003)** dans les eaux ibériennes et **Morey et al.; (2003)** dans la Méditerranée occidentale ont montré que la relation longueur-masse chez *M. merluccius* présente une allométrie minorante; alors que **Bouaziz et al; (1996)** dans la baie de Bou Ismail et **Bouhlal (1973)** dans le golfe de Tunis ont indiqué une isométrie chez la même espèce.

Nous constatons, par ailleurs, que la valeur de la pente (**b**) est statistiquement égale à **3** aussi bien chez les mâles que chez les femelles de la baie d'Oran. Il convient de noter une croissance "isométrique" pour les deux sexes de l'espèce étudiée, pour laquelle la masse pleine du poisson croît proportionnellement à sa longueur totale. De même, **Bouaziz et al. (1996)** ont mis en évidence une relation taille-masse isométrique dans la baie de Bou Ismail du bassin algérien. Dans les eaux ibériennes, **Piñeiro et al; (2003)** ont exposé le caractère isométrique de la croissance relative chez les femelles de la même espèce, ce qui corroborent avec nos résultats. En revanche, les mâles présentent une allométrie minorante.

La divergence entre les résultats pourrait être étroitement liée dans le nombre d'échantillons ou aux couples des valeurs pris en considération pour le calcul de la relation taille-poids, dont le coefficient **b** augmente avec la longueur du poisson.

Chapitre 3 : Etude de l'âge et croissance chez le merlu

**Tableau 27** : Comparaison des paramètres de la relation taille-poids du *Merluccius merluccius* avec les résultats d'autres auteurs.

	Auteurs	Zones	Sexe	a	b	Type d'allométrie
ATLANTIQUE	ICES (1991)	Golfe de Gascogne	S.c	0,00513	3,074	-
	Lucio et <i>al.</i> , (2000)	Golfe de Gascogne	S.c	0,00632	3,019	-
	Piñeiro et <i>al.</i> , (2003)	N et NW eaux ibériennes	M	0,0130	2,813	Allométrie minorante
			F	0,0080	2,942	Isométrie
			S.c	0,0733	2,981	Isométrie
Mendes et <i>al.</i> , (2004)	Côte ouest portugaise	S.c	0,0040	3,161	Allométrie majorante	
MEDITERRANEE	Bouhlal (1973)	Golfe de Tunis	S.c	0,0035	3,000	Isométrie
	Campillo (1992)	Golfe de Lion	S.c	0,0069	3,029	-
	Aldebert & Recasens (1996)	Golfe de Lion	S.c	0,0069	3,030	-
	Merella et <i>al.</i> ; (1997)	Espagne (Iles Baléares)	S.c	0,0046	3,070	-
	Bouaziz et <i>al.</i> , (1998)	Bou Ismail (Bassin algérien)	M	0,0044	3,110	Isométrie
			F	0,0065	2,990	Isométrie
			S.c	0,0060	3,020	Isométrie
	Moutopoulos & Stergiou (1998)	Grèce Kyclade	S.c	0,0018	3,400	Allométrie majorante
	Moutopolous & Stergiou (2002)	Mer Egée (Grèce)	S.c	0,0036	3,200	Allométrie majorante
	Morey et <i>al.</i> , (2003)	Méditerranée Occidentale	S.c	0,0337	2,353	Allométrie minorante
	Ozaydin & Taskavak (2006)	Mer Egée orientale (Turquie)	S.c	0,0050	3,154	Allométrie majorante
	Akyol et <i>al.</i> ; (2007)	Mer Egée (Turquie)	S.c	0,0061	3,036	Isométrie
	Sangun et <i>al.</i> ; (2007)	Côte Nord -Est Méditerranéenne (Turquie)	S.c	0,0337	2,353	Allométrie minorante
	Khoufi et <i>al.</i> ; (2012)	Nord de la Tunisie	S.c	0,004	3,136	Allométrie majorante
			M	0,005	3,099	
F			0,004	3,152		
Présente étude	Littoral ouest algérien (Oran)	S.c	0,0059	3,045	Allométrie majorante	
		M	0,0056	3,057	Isométrie	
		F	0,0065	3,020	Isométrie	

(S.c: Sexe confondu; M: Mâle; F: Femelle)

Suite aux résultats obtenus de la croissance pondérale, on remarque qu'elle est différentielle entre les deux sexes. A taille égale, ces dernières atteignent un poids asymptotique plus élevé que celui des mâles. La croissance pondérale chez *M. merluccius* de la baie d'Oran est en faveur des femelles. On peut donc conclure que la croissance, qu'elle soit en poids ou en longueur, est plus importante chez les femelles. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par **Aldebert & Recasens (1996)** dans le Golfe de Lion; au niveau des côtes algéroises (centre) **Bouaziz et al (1998)** et **El Habouz (2011)** en Atlantique Centre Marocain.

**La détermination de M** est une démarche ardue qui aboutit à des estimations dont on ne peut pas définir le niveau d'incertitude et qui doivent être acceptées telles quelles. Toutes les méthodes constituent des approches à cette détermination et ne tiennent compte que des paramètres environnementaux et biologiques, éliminant ainsi toute interaction avec le facteur pêche. Les résultats obtenus des coefficients de mortalité naturelle **M** semblent dans le même sens que celui de **Bouaziz et al (2001)** et **Kacher (2004)** (Tab. 28). Ce coefficient instantané de est également proche à celui retenu (0,20) par le groupe de travail sur le merlu du nord (**Anon, 2000**) car considéré comme étant caractéristique des gadidae. De part son régime alimentaire et son mode de vie, le merlu est un poisson prédateur.

Le coefficient de mortalité par pêche (**F**) est relativement élevé et généralement supérieur à celui de la mortalité naturelle (**M**). Cette situation serait due au fait à une pêche qui se concentre essentiellement sur de petits fonds, n'excédant pas 200 m de fond, peuplés par les jeunes immatures. Il serait souhaitable de déplacer l'effort de pêche soit vers les grands fonds quasiment inexploités, soit vers d'autres fonds chalutables vierges (**Bouaziz et al, 2001**).

La méthode utilisée pour déterminer l'estimation de la mortalité totale **Z** aboutit à des résultats quelques peu différents (Tab. 28). Quelle que soit la méthode utilisée, les valeurs estimées sont entièrement tributaires du choix des points utilisés pour le calcul de la droite de régression.

Les mortalités (**Z, M, F**), diffèrent légèrement d'un auteur à un autre et d'une région à une autre (Tableau 9), ceci reviendrait probablement à la divergence des méthodes utilisées pour leurs détermination; par rapport aux valeurs élevées de **K** et de **L<sub>∞</sub>** qui peuvent aussi influencer directement les mortalités **M** et **Z**; et à la température de l'eau. Selon **Winberg (1960)**, les poissons tropicaux mangent plus que ceux des régions tempérées pour satisfaire des besoins métaboliques plus élevés. Ceci forcerait donc les prédateurs à consommé davantage de proies par unité de temps que leurs congénères des eaux froides. Ceci donnerait des mortalités plus élevées chez les poissons proies (**Bouaziz, 2007**)

**Tableau 28:** Mortalité (**Z**, **M**, **F**) estimées par d'autres auteurs dans différentes régions de la Méditerranée et l'Atlantique.

Auteur	Zone		Z (an <sup>-1</sup> )	M (an <sup>-1</sup> )	F (an <sup>-1</sup> )
Djabali et al. (1991)	Algérie	C	0,66	0,3	0,36
Addis et al. (1998)	(île de Sardigne) Italie	C	0,85	0,31	0,54
Papaconstantinou. (2000)	Grèce	C	0,85	0,18	0,67
Bouaziz et al. (2001)	Côtes centres Algériennes	C	0,78	0,27	0,51
<b>Présente étude</b>	Baie d'Oran (Algérie)	M	0,58	0,23	0,59
		F	0,82	0,28	0,30
		C	0,86	0,23	0,63
Anon (2000)	Atlantique	C	-	0,20	-
Kacher (2004)	Golfe de Gascogne Atlantique	C	-	0,21	-

M: mâle; F: femelle; C: confondu

La mortalité par pêche observée (0,631an<sup>-1</sup>) comparée à la mortalité naturelle (0,23 an<sup>-1</sup>) pour *M. merluccius* indique une position déséquilibrée dans le stock. Ceci pourrait être du la pression de la pêche. Ce qui justifie que le niveau d'exploitation E (0,73) soit supérieur au seuil critique (0,50). Selon **Gulland (1971)**, l'état d'exploitation d'un stock peut être évalué en se fondant sur le fait que le rendement optimum est atteint quand F = M, c'est-à-dire Eopt (0,50).

Suite aux résultats obtenus, on pourrait affirmer que la population de *M. merluccius* est surexploitée au niveau du littoral occidental algérien lors de notre période d'étude. **Sparre & Venema (1992)** évoquaient l'usage de **Eo** pour décider de l'état de la sous ou surexploitation d'un stock, et suggère des mesures de gestion, si nécessaire, parce que la valeur idéale hypothétique de 0,50 est seulement possible si la mortalité naturelle et la mortalité par pêche sont égales. Dans ce cas, aucune population de poisson n'existerait (**Beverton & Holt 1957**).

En 1989, **Barry & Tegner** ont énoncé la règle générale suivante: **Z/K > 1**, la population a une tendance de mortalité (**Z** étant la mortalité totale et **K** le coefficient de croissance). Dans cette population, si la proportion **Z/K** est aux environs de deux, celle-ci est alors légèrement

exploitée. Par contre, si cette proportion est largement supérieure à deux, il existe une surexploitée (**Barry & Tegner, 1989**).

Dans notre présent travail de thèse, le rapport **Z/K** calculé est égal à **3,73**. Cette valeur, largement supérieure à 2, a confirmé l'état de surexploitation du stock de *M. merluccius*.

#### **V - Conclusion**

L'étude de l'âge et la croissance chez le merlu *Merluccius merluccius* de la frange côtière oranaise, met en évidence une croissance différentielle entre les deux sexes. Les femelles croissent plus rapidement que les mâles. Cette différence se manifeste dès la première année de leur vie et demeure toujours en faveur des femelles.

Concernant la relation taille-poids, la population de *Merluccius merluccius* à sexe séparé, se caractérise par une croissance isométrique entre le poids total ou éviscéré et la taille. Ce qui nous permet de dire que la forme du corps ne change pas au cours de l'accroissement, ce qui signifie que la croissance pondérale est proportionnelle pour les deux sexes. La croissance pondérale est proportionnelle à la croissance linéaire, A taille égale, les mâles sont plus légers que les femelles et a poids éviscéré égal, les femelles pèsent moins lourdes que les mâles.

La mortalité totale a été estimée par analyse des fréquences de taille dans les captures. L'estimation de la mortalité naturelle par la méthode de Taylor montre qu'elle est plus élevée chez les mâles. Il apparaît que les femelles sont plus affectées par la mortalité par pêche. Le taux d'exploitation (E) calculé pour l'ensemble de la population du merlu semble supérieur par rapport au seuil (Eop), ce qui conduit à penser que le milieu semble être surexploité.

---

---

**CHAPITRE 4 : Etude de la Biologie de la Reproduction du  
Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

**1<sup>ère</sup> Partie : Reproduction du Merlu *Merluccius merluccius*  
de la baie d'Oran**

---

---

## Etude de la Reproduction du merlu *M. merluccius* de la baie d'Oran

### I- Introduction

L'exploitation rationnelle d'une espèce de poisson ne peut se concevoir sans une connaissance préalable de ses principaux paramètres biologiques et, en particulier, ceux concernant la reproduction, la croissance et la mortalité.

La détermination d'une échelle macroscopique de maturité est plus aisée quand des lots d'ovocytes évoluent au même rythme pendant la vitellogenèse, ce qui est le cas pour des espèces dont les ovocytes ont un développement synchrone (**Marza, 1938 in De Vlaming, 1983**). La distribution de fréquence de tailles des ovocytes est unimodale et une ponte unique est observée dans un cycle, comme chez les saumons et les anguilles (**West, 1990**). Chez d'autres espèces, plusieurs lots d'ovocytes se développent d'une manière synchrone dans les ovaires (groupes synchrones) et au moins deux groupes d'ovocytes sont présents en même temps ; ceux du mode principal, celui des plus avancés dans leur développement, seront pondus les premiers. C'est le cas chez le hareng *Clupea harengus*, la plie *Pleuronectes les platessa* et la sole *Solea solea* (**Horwood, 1990 ; Le Duff, 1997**). Dans ces deux premiers cas, les espèces sont à ponte totale (**Holden & Raitt, 1974**).

Les espèces avec des ovaires dont les ovocytes présentent un développement asynchrone représentent un troisième cas: plusieurs lots d'ovocytes à divers stades de développement sont présents en même temps. Ils ne se développent pas simultanément et seront pondus en plusieurs vagues successives: ce sont des espèces à pontes multiples ou sériées (**Holden & Raitt, 1974**). C'est le cas, par exemple, chez les sardines *Sardinella brasiliensis*, *Sardina pilchardus*, *Sardinops sagax*, le menhaden *Brevoortia aurea* et les anchois *Engraulis mordax*, *E. capensis*, *E. rigens*, *Anchoita anchoita* (**Hunter & Goldengerg, 1980; Matsuura, 1998; Macchi & Acha, 2000**).

Pour les espèces à ponte totale, la taille ou le poids des ovaires peut constituer un indice pour définir l'état de maturation. Chez les femelles, le stade de post-ponte est très net, car un grand lot d'ovocytes a été expulsé ; l'ovaire devient flasque et bien vascularisé. Chez les espèces à pontes partielles ou sériées, où des lots d'ovocytes parfois très petits, sont libérés durant un long intervalle de temps, l'état de post-ponte peut être difficile à identifier (**Ruelle, 1977**). Chez les espèces à ponte continue, les ovaires ne présentent aucun indice macroscopique de ponte et les femelles en post-ponte sont difficilement identifiables (**Bauer & Bauer, 1981; West, 1990**).

La fécondité est établie à partir de l'estimation du stock d'ovocytes au stade de développement le plus avancé, avant les premières émissions. Chez les espèces à ponte totale,

le lot d'ovocytes vitellogéniques, les plus grands, qui sera pondus dans la saison est facilement identifiable grâce à la présence d'un hiatus qui le sépare de celui des petits, non-vitellogéniques. Ce sont des espèces à fécondité dite « déterminée », dont la fécondité absolue annuelle est déterminable à partir d'un échantillonnage ponctuel (**Hunter et al., 1985, Hunter et al., 1992**)

Chez les poissons à pontes multiples ou sériées, dont font partie de nombreuses espèces tempérées ou tropicales, le stock d'ovocytes vitellogéniques ne donne pas d'indication sur la fécondité annuelle, car le recrutement des ovocytes en vitellogenèse est continu, pendant la période de ponte qui est longue. Le hiatus n'existe qu'entre les ovocytes hyalins et ceux qui sont en vitellogenèse avancée. Ce sont des espèces à fécondité « indéterminée », dont la fécondité absolue annuelle n'est pas déterminable à partir d'un échantillonnage ponctuel. Plusieurs échantillonnages doivent être réalisés. A chaque ponte une fécondité partielle peut être établie à partir du comptage des ovocytes hyalins ; la fécondité absolue annuelle, est dans ce cas, égale à la somme des fécondités partielles (**Hunter et al., 1985**).

La reproduction du merlu est abordée à travers l'étude de la première taille de maturité sexuelle et de l'évolution mensuelle ou saisonnière du pourcentage des stades de pontes ou de pré-ponte au sein de la population exploitée. Dans un premier temps, un examen macroscopique des gonades peut être réalisé à partir de critères bien définis, ordonnés suivant une échelle. Les résultats obtenus doivent, le plus souvent, être validés par une étude microscopique (**Sarano, 1983**).

Nous nous intéressons également à la connaissance du sex-ratio, plus particulièrement à la relation sex-ratio et taille des individus pour reconstituer la structure de taille par sexe des captures et suivre l'évolution des deux sexes (mâles et femelles) au cours du cycle vital de l'animal.

## **II- Rappel anatomique du l'appareil reproducteur**

Le merlu *Merluccius merluccius* est une espèce gonochorique: les sexes sont parfaitement séparés. Chez les immatures, les gonades ont l'aspect de minces cordons. Chez les merlus matures, elles occupent la moitié postérieure de l'abdomen et sont très différenciées selon les sexes. Chez le merlu, il n'y a pas d'accouplement, la femelle et le mâle, en état de maturité, expulsent leurs produits sexuels (œufs ou spermatozoïdes) et la fécondation se fait dans l'eau (**Belloc, 1929**). Une fois matures, les merlus des deux sexes se reproduisent tous les ans jusqu'à la mort du poisson (**Bouhlal, 1973**).

### **1- Morphologie**

**Les ovaires** du merlu, comme c'est le cas chez la plupart des Téléostéens, sont pairs ; chez l'espèce, les parties postérieures des deux gonades sont unies. Les ovaires d'un jaune-orangé suivant les stades de leur cycle ovogénétique sont allongés (Fig. 33), ils s'étendent de chaque

côté de l'intestin et sont prolongés en arrière au-delà de l'anus. Ces glandes sont ordinairement de grandeur inégale, l'ovaire gauche est plus long que le droit. Elles peuvent atteindre une grande taille à l'époque de la maturité sexuelle, à ce moment, les ovaires occupent avec le foie la plus grande partie de la cavité abdominale et compriment l'estomac que l'on trouve presque toujours vide.

**Les testicules** aussi au nombre pair, sont de couleur blanche, allongés à bord festonnés (Fig. 34) et sont comparativement plus long que les ovaires.



**Figure 33:** Gonade femelle du merlu (Ovaire)



**Figure 34:** Gonade mâle du merlu (Testicule)

### III - Matériel et méthodes

L'étude de la reproduction a été effectuée à partir de 656 individus dont 265 femelles et 391 mâles au cours de l'année 2006, de janvier au mois de décembre. Des prélèvements mensuels aléatoires (par grappes) de merlus de différentes tailles (13,6cm - 57cm sexes combinés) ont été effectués sous la criée des Halles d'Oran et d'Arzew tôt le matin entre 5 heures et 8 heures lors de l'arrivée du navire de pêche, soit à quai lors de la mise à terre des caisses des poissons. Afin de déterminer le cycle sexuel au cours d'un cycle complet de 12 mois, plusieurs paramètres liés à la physiologie du poisson ont été quantifiés. Il s'agit du Rapport Gonado-somatique (**RGS**), du Rapport Hépatosomatique (**RHS**) et du coefficient de condition (**K**).

#### 1- Mesure et prélèvement

Les mesures et les prélèvements ont été effectués au laboratoire LRSE d'Oran, peu de temps après la pêche. Après extraction de la totalité des organes lors de l'éviscération, le sexe de l'individu est déterminé. Il est relativement aisé d'identifier le sexe d'après l'aspect morphologique des gonades. Entre 12 et 80 poissons ont été analysés chaque mois; chacun a fait l'objet des mesures et relevés suivants :

- Longueur totale (**Lt**) à l'aide d'un ichtyomètre au centimètre inférieur à partir de l'extrémité de la mâchoire supérieure.
- Poids total (**Wt**) et poids du poisson éviscéré (**We**), au centimètre de gramme près ;
- Identification sexuelle (après extraction des gonades) ;
- Poids des gonades à l'état frais, au centième de g près ;

- Vérification du stade macroscopique de maturité sexuelle et description des caractéristiques des gonades (couleur, vascularisation, consistance, volume, visibilité et taille des ovocytes (petits, moyen, grand)
- Poids du foie (**Wg**)

## 2- Sex- ratio (SR)

La répartition numérique des sexes ou sex-ratio (**SR**) est un indice biologique important, car la proportion de mâles et de femelles peut affecter le succès reproductif. Il est déterminé par observation macroscopique des gonades, dans une population donnée.

Il peut s'exprimer de diverses manières. Il peut correspondre au pourcentage respectif des mâles ou des femelles par rapport à la population échantillonnée :

**F** : Nombre de femelle

$$\text{Taux de féminité} = \frac{F}{(F+M)} \times 100$$

Où

**M** : Nombre de mâle

$$\text{Taux de masculinité} = \frac{M}{(F+M)} \times 100$$

Ainsi exprimé, il traduit le taux de masculinité ou de féminité de la population considérée. Le sex-ratio peut aussi être exprimée par le rapport du nombre de mâle sur le nombre de femelles **SR =M/F** ou inversement **SR =F/M**; ou encore au nombre de mâles pour 100 femelles (**M/Fx100**) (**Kartas & Quignard, 1984**).

Dans cette étude, l'identification du sexe a été réalisée sur 831 individus. Son évaluation a été étudiée globalement pour déterminer l'abondance d'un sexe par rapport à l'autre au sein de la population étudiée dans les prises commerciales des chalutiers côtiers, par mois pour pouvoir suivre la dynamique de la proportion des deux sexes et terminer l'étude par la distribution des sexes par rapport aux classes de taille au centimètre près.

Il sera calculé un **test $\chi^2$**  (**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**) :

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

**p** : pourcentage des femelles dans la population étudiée ;  
**q** : pourcentage des mâles ;  
**n** : nombre total des mâles et des femelles.

### 3- Calcul de la taille moyenne des merlus mâles et femelles

Afin de comparer les tailles moyennes des mâles et des femelles, nous avons utilisé le calcul de l'**écart réduit**  $\varepsilon$ . Selon **Schwartz (1992)** est un test d'homogénéité qui permet de comparer les tailles moyennes des mâles et des femelles, cas des grands échantillons ( $n \geq 30$ ):

Où  $S_A^2$  et  $S_B^2$  désignent les variances estimées

**$m_A$**  : moyenne de l'échantillon femelle  
 **$m_B$**  : moyenne de l'échantillon mâle  
 **$S_A^2$**  : variance des femelles  
 **$S_B^2$**  : variance des mâles  
 **$n_A$**  : nombre des femelles  
 **$n_B$**  : nombre des mâles

$$\varepsilon = \frac{m_A - m_B}{\sqrt{\frac{S_A^2}{n_A} + \frac{S_B^2}{n_B}}}$$

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  $\alpha\%$ , lu dans la table de l'écart-réduit, fixe le degré de signification.

Pour le calcul de la taille moyenne des mâles et des femelles de notre spécimen, nous avons utilisé les valeurs reportées sur le tableau 4.

$$m = \sum ni xi / n$$

$$S_A^2 = \sum \frac{ni (xi - m)^2}{n - 1}$$

$$S_B^2 = \sum \frac{ni (xi - m)^2}{n - 1}$$

### 4- Etude de la maturité sexuelle

La détermination des stades sexuels de maturité du *Merluccius merluccius* est basée sur l'observation macroscopique d'un grand nombre de gonades femelles et mâles afin d'obtenir une image représentative du stade de maturité de la population et des changements qui y surviennent avec le temps, en tenant compte de leur coloration, leur consistance, l'importance de la vascularisation, le volume occupé par les gonades dans la cavité abdominale, l'épaisseur et la transparence de la paroi des gonades. Les femelles sont, à cet effet, plus faciles à classer que les mâles dont la détermination des stades sexuels est plus délicate.

Cependant, nous sommes arrivés à séparer ces derniers en deux groupes : les immatures et les matures en tenant compte de la couleur et du poids des testicules, de la longueur totale du poisson et surtout de l'aspect histologique de la gonade.

Pour cette raison, nous nous sommes limités au suivi de l'évolution des femelles sans, toutefois, négliger les variations du rapport gonado-somatique, du rapport hépato-somatique et la taille à la première maturité sexuelle des mâles.

Nous avons procédé à un suivi de l'évolution mensuelle des pourcentages des stades de maturité sexuelle chez 265 femelles durant une année de janvier à décembre 2006 pour les individus dont la taille est comprise entre 17 à 57 cm ayant des poids totaux respectivement 32 et 1127,31 g.

#### 4.1- Echelle macroscopique de la maturité sexuelle

Le cycle reproductif qui impose à la gonade des modifications morphologique et structurale peut être subdivisé en plusieurs périodes suivant le degré de maturation des gonades. Certaines données descriptives reposent sur des observations macroscopiques et microscopiques des gonades nous ont permis de définir une échelle de maturité en cinq stades. Les stades de maturité sexuelle permettent d'apprécier le niveau de développement sexuel des poissons.

#### 5- Taille de première maturité sexuelle

La taille de première maturité sexuelle est un des critères les plus importants de la sexualité du poisson. C'est elle qui va, en effet, nous renseigner sur la fraction du stock qui est apte à assurer le renouvellement de l'espèce et, par conséquent, nous informer sur la taille minimale légale des poissons pouvant être pêchés. L'objectif n'est pas alors une protection de principe des immatures, mais la préservation d'une fécondité suffisante pour régénérer le stock.

La définition de la taille de la première maturité sexuelle est très variée selon les auteurs. Pour **Postel (1955)**, c'est la longueur du plus petit individu adulte. Pour **Fontana & Pianet (1973)**, **Le Grand (1960)** et **Stequert (1976)**, c'est la longueur à laquelle 100 % des individus sont matures.

La définition la plus utilisée est celle de **Batts (1972)**, **Shung (1973)** et **Conand (1977)** qui définissent la taille de la première maturité sexuelle comme étant la longueur pour laquelle 50 % des individus sont matures.

### 6- Le rapport gonado-somatique (RGS)

La taille des gonades est un critère souvent utilisé dans les échelles macroscopiques de développement des ovaires ou des testicules. Devant l'incertitude du diagnostic de ces échelles, une mesure plus objective mettant en relation le poids des gonades et celui du corps a été introduit, le rapport gonado-somatique (**RGS**). En plus d'indiquer le stade de développement des gonades, la forme de la courbe d'évolution annuelle du RGS peut aussi donner une indication sur la stratégie et la période de ponte d'une espèce (**West, 1990 ; Mahé et al., 2005**).

L'évolution temporelle du RGS d'un poisson mature suit généralement trois phases. Une première phase où ce rapport est minimum et qui correspond à la période de repos biologique. Une deuxième phase où le RGS commence à augmenter et qui correspond à la phase de maturation des ovocytes et enfin une phase où il commence à diminuer et qui correspond à la période de ponte proprement dite. La formule utilisée pour établir le RGS individuel est la suivante :

**Wg** = poids de la gonade (g)

**Wev** = poids du poisson éviscéré (g)

$$\text{RGS} = \frac{\text{Wg} * 100}{\text{Wev}}$$

Les données des **RGS** individuels du merlu obtenues à partir de cette formule ont été séparées par sexe et une moyenne mensuelle a été calculée pour chaque groupe constitué. Les moyennes ont été alors reportées dans des graphiques de façon à suivre l'évolution temporelle du **RGS** le long de l'année afin de déterminer surtout la période de ponte de notre espèce.

### 7- Le rapport Hépto-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 œufs (**Nunez, 1985**). Le rapport hépto-somatique (RHS) est égale à cent fois le poids du foie sur le poids éviscéré du poisson (**Bougis, 1952**):

$$\text{RHS} = \frac{\text{Wf} * 100}{\text{Wev}}$$

Avec :

**Wf** : Poids du foie (g)

**Wev** : Poids du poisson éviscéré (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.

#### 8- 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 & 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 & 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** = facteur de condition

**W** = le poids du poisson éviscéré (g)

**L** = la longueur totale (g)

$$\mathbf{K = (W/L^3) * 100}$$

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.

### 9- L'histologie

Un sous échantillon aléatoire des merlus femelles, à différents stades de maturité (immatures et matures) a été prélevé mensuellement pour une étude microscopique. Les fragments de 50 gonades ont été directement fixés au Bouin alcoolique immédiatement après la dissection de l'animal. Les coupes histologiques ont été effectuées suivant le protocole suivant (**Martoja, Martoja-pierson, 1967**).

- Fixation des fragments prélevés dans le Bouin alcoolique pour une durée de 4 à 6 jours.
- Déshydratation : par des solutions d'alcools (Ethanol, Butanol).
- Inclusion dans des blocs de paraffine.
- Coupe des blocs à 5 micromètres sur un microtome et étalage sur les lames. Trois lames par blocs sont réparées.
- Coloration différentielle par le vert lumière et l'hématoxyline.
- Observations microscopiques ont été réalisées sous un microscope photonique muni d'un appareil photo (Leica).

A l'échelle fine, la lecture des coupes réalisées sur l'état de l'évolution du processus de la maturation gonadique de *Merluccius merluccius* et leur classification en différents stades de maturité sexuelle ont été réalisées suivant l'échelle de maturité des reproducteurs partiels établie par **Holden & Raitt (1974)**.

Les deux sexes du merlu sont matures à partir du stade III (Tab. 29).

**Tableau 29:** Echelle de maturité des reproducteurs partiels (Holden & Raitt, 1974).

Stade	Etat	Description
I	Immature	Ovaires occupent environ 1/3 de la longueur de la cavité abdominale. Ovaires rosâtres translucides; Œufs invisibles à l'œil nu.
II	Vierge en maturation et récupération	Ovaires occupent environ 1/2 de la longueur de la cavité abdominale. Ovaires rosâtres, translucides. Œufs invisibles à l'œil nu.
III	Mûrissant	Ovaires occupent environ 2/3 de la longueur de la cavité abdominale. Ovaires de couleur jaune-rosâtre avec aspect granuleux. Pas d'œufs transparents ou translucides visibles.
IV	Mûr	Ovaires occupent environ 2/3 à toute la longueur de la cavité abdominale. Ovaires de couleur rose orange avec des vaisseaux sanguins superficiels visibles. Des œufs mûrs et transparents.
V	Après ponte	Ovaires rétractés à environ 1/2 de la longueur de la cavité abdominale. Parois lâches. Ovaires peuvent contenir des restes d'œufs opaques et mûrs en désintégration. Assombris ou translucides.

### III- Résultats

#### 1- Sex- ratio

##### 1.1- Sex- ratio global

Les merlus échantillonnés dans la région ouest de la côte algérienne sont au nombre de 831spicimens. Sur l'ensemble du matériel biologique, 175 individus à sexe indéterminé soit 21,06 % n'ont pas été pris en considération. Le sex-ratio global (rapport du nombre de mâles (391) à celui des femelles (265), calculé sur 656 poissons, est de l'ordre de 1,47. Cependant le taux de masculinité est de 59,60 % pour un taux de féminité 40,40 % (Tab. 30). Le sex-ratio global comparé à un sex-ratio équilibré (un mâle pour une femelle) montre une différence significative en faveur des mâles (**test de chi-deux au seuil de 95 %**)

Le test de comparaison de deux pourcentages, est basé sur le calcul de l'écart réduit, ce dernier révèle que le stock exploitable de *Merluccius merluccius* du littoral occidental algérien renferme plus de mâles que des femelles.

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)**.

**Tableau 30:** Pourcentage des sexes du merlu pêché dans la baie d'Oran  
*Merluccius merluccius* (L., 1758).

Sexe	fréquence	%
Femelles	265	40,40±3.74
Mâles	391	59,60±3.74
Total	656	100

Les valeurs globales du sex-ratio fournissant peu de renseignements sur la composition par sexe sur la population étudiée, nous avons entrepris l'étude des variations du sex-ratio en fonction des saisons et en fonction de la taille.

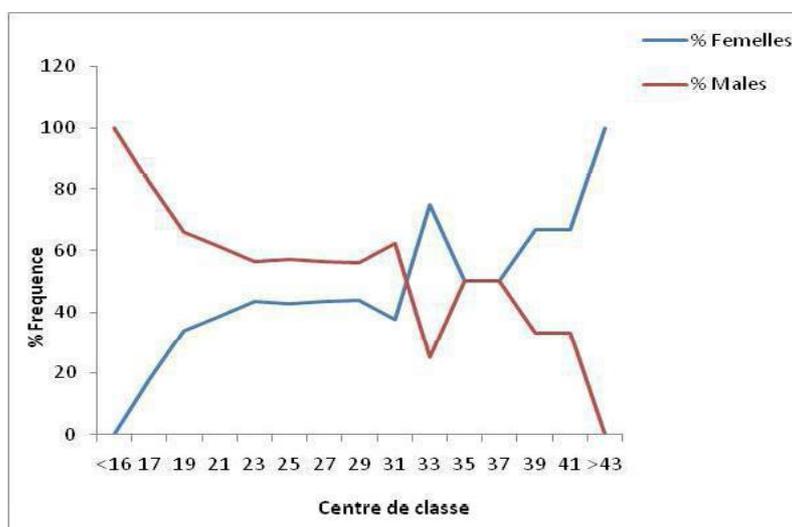
### 1.2 - Sex-ratio en fonction de la taille

Afin de mettre en évidence les éventuelles variations du sex-ratio en fonction de la taille totale du poisson, 656 merlus ont été regroupés par classe de taille de 2 cm et nous avons calculé les pourcentages des effectifs des mâles et celui des femelles pour chaque taille (Tab. 4). La taille maximale que nous avons échantillonnée est de 48,5 cm pour les mâles et de 57 cm pour les femelles atteignant, ainsi, une longueur supérieure à celle des mâles. Les données obtenues de l'année 2006 sont consignées dans le tableau 31 et reportées graphiquement sur la figure 3. L'écart réduit calculé d'après la formule de **Schwartz (1992)** a été appliqué uniquement pour les grands échantillons (individus  $\geq$  à 30).

L'évolution du sex-ratio en fonction de la taille (Fig. 35) montre qu'il y a une inversion de la dominance des deux sexes. Ainsi, les mâles présentent les proportions dominantes dans les plus petites tailles et ceci concernant la gamme de taille de [12-14cm] jusqu'à la classe de taille [30-32cm]. L'écart réduit calculé (7.72) étant supérieure à 1,96, la différence significatif entre les deux catégories d'individus au seuil  $\alpha=5\%$  (Tab. 31). Cependant pour les tailles supérieures, le sex-ratio montre une égalité des proportions des deux sexes pour les classes de taille [34-36cm] et [36-38cm], et à partir de 49cm, seules les femelles sont rencontrées dans les captures, elles dominent la totalité de la population.

**Tableau 31:** Variation des sexes en fonction de la taille du merlu du littoral oranais.

C.c	Effectif Femelle	Effectif Mâle	Total	% Femelles	% Mâles
<16	0	4	4	0	100
17	11	51	62	17,74	82,26
19	41	80	121	33,88	66,12
21	58	92	150	38,67	61,33
23	55	71	126	43,65	56,35
25	30	40	70	42,86	57,14
27	10	13	23	43,48	56,52
29	11	14	25	44,00	56,00
31	6	10	16	37,5	62,5
33	12	4	16	75,00	25,00
35	4	4	8	50	50
37	2	2	4	50	50
39	6	3	9	66,67	33,33
41	4	2	6	66,67	33,33
> 43	15	2	17	88,23	11,76



**Figure 35:** Evolution du sex-ratio par classe de taille du merlu du littoral oranais.

### 1.3- Sex-ratio en fonction des saisons

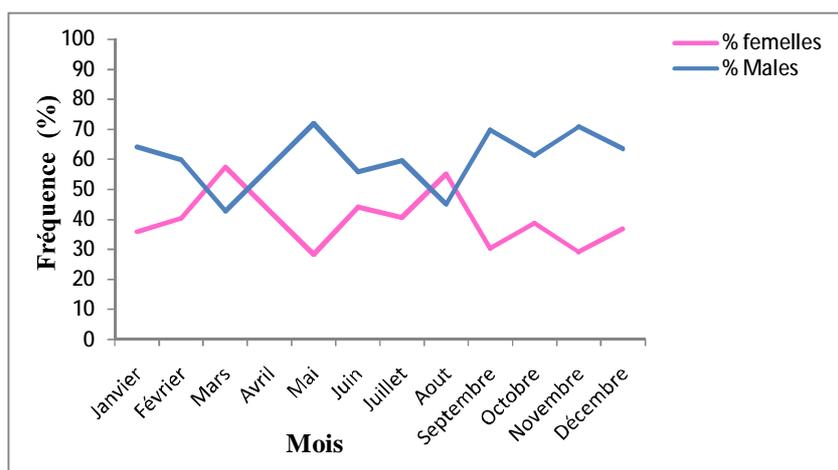
La proportion des sexes n'est pas constante au cours de la vie de la plupart des espèces. Le taux de féminité et de masculinité de l'espèce étudiée ont été calculés mensuellement de

Chapitre 4 : Etude de la Biologie de la Reproduction du Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran  
 1<sup>ère</sup> Partie : Reproduction du Merlu *M. merluccius* de la baie d'Oran

janvier à décembre 2006 (Tab. 32) et représentés graphiquement sur la figure 36. L'évolution mensuelle du sex-ratio a montré que le taux d'apparition des femelles dans les prises en merlus est irrégulier (Tab. 32). Les valeurs ont oscillées entre un minimum de 29,17 % et un maximum de 57,35 % sur toute la période d'étude. La femelle a connu ses maxima durant les mois mars-août respectivement 57,35 % et 55,00 %. Il apparaît, ainsi que, les femelles sont les plus prédominantes aux périodes de reproduction. **Le test khi-deux** a montré que la différence entre les mâles et les femelles est significative, par contre, les mâles présentent les proportions dominantes presque tout au long du cycle et le taux de masculinité a fluctué entre 42,65 % pendant le mois de mars et 71,79 % durant le mois de mai.

**Tableau 32** : Distribution mensuel des merlus du littoral oranais.

Mois	Effectif Mâle	Effectif Femelle	Total	% Femelles	% Mâles
Janvier	43	24	67	35,82	64,18
Février	55	37	92	40,22	59,78
Mars	29	39	68	57,35	42,65
Avril	39	29	68	42,65	57,35
Mai	28	11	39	28,21	71,79
Juin	24	19	43	44,19	55,81
Juillet	22	15	37	40,54	59,46
Août	18	22	40	55,00	45,00
Septembre	23	10	33	30,30	69,70
Octobre	19	12	31	38,71	61,29
Novembre	34	14	48	29,17	70,83
Décembre	57	33	90	36,67	63,33



**Figure 36** : Distribution mensuel des merlus du littoral oranais.

## 2- Calcul de la taille moyenne des merlus mâles et femelles

Après avoir calculé la taille moyenne de la population de merlu du littoral ouest algérien, nous pouvons avancer et dire qu'au cours de l'échantillonnage de l'année 2006, la taille moyenne des femelles étant égale à **28,55 cm** (se = **0,55** et N = **265**) et celle des mâles est de **23,85 cm** (se = **0,27** et N = **391**) (se: erreur standard; N: nombre d'individus).

La comparaison statistique de la longueur moyenne des merlus mâles et femelles donne une valeur de **t de 7,72**; valeur supérieure à la valeur théorique de 1,96 donnée par la table du test t de Student. Ceci traduit donc que les femelles sont, en moyenne, plus grandes que les mâles.

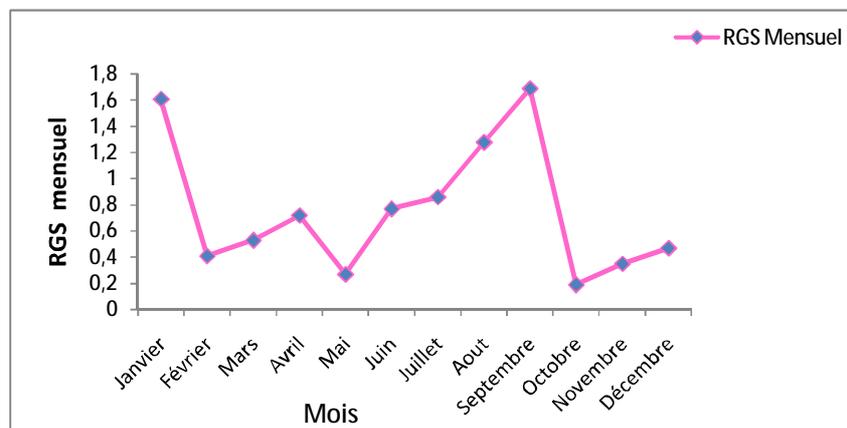
## 3- Rapport Gonado-Somatique (RGS)

### 3.1- Rapport Gonado-Somatique (RGS) des merlus femelles

L'évolution pondérale des gonades tout au long de l'année nous permet de cerner l'époque de reproduction d'une espèce donnée. Les valeurs moyennes du **RGS** des merlus femelles calculées pour chaque échantillon sont reportées dans le tableau 33 et illustrées sur la figure 37. L'évolution au cours du temps du Rapport Gonado-Somatique (**RGS**) a permis de mettre en évidence 3 modes principaux et intenses du **RGS** : le premier en septembre (1,69), le second en janvier (1,61) et le troisième en août (1,28) et d'autres part trois modes secondaires ou moins prononcés situés en juillet (0,86), en juin (0,77) et en avril (0,72). Comme l'indique le tableau 33, nous avons une période de ponte maximale en été (1,27) et en hiver (0,85) et deux autres périodes de moins d'importance au printemps (0,58) et en automne (0,33). La diminution du RGS qui suit les pics repérés est consécutive à la ponte. Après la dépose des ovocytes fécondés, il y a régression de l'ovaire.

**Tableau 33** : Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Gonado-Somatique **RGS** des merlus femelles du littoral oranais.

Mois	RGS Mensuel	Effectif	Saison	RGS Moyen
Janvier	<b>1,61</b>	24	HIVER	0,85
Février	0,41	37		
Mars	0,53	39		
Avril	0,72	29	PRINTEMPS	0,58
Mai	0,27	11		
Juin	0,77	19		
Juillet	0,86	15	ÉTÉ	<b>1,27</b>
Août	<b>1,28</b>	22		
Septembre	<b>1,69</b>	10		
Octobre	0,19	12	AUTOMNE	0,33
Novembre	0,35	14		
Décembre	0,47	33		



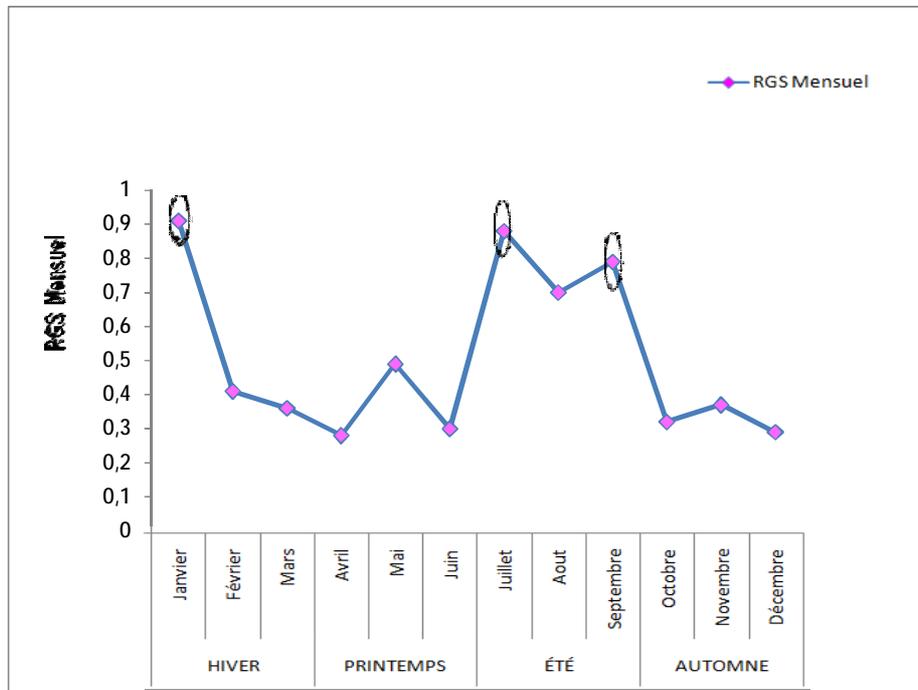
**Figure 37:** Evolution mensuel et saisonnier du **RGS** des merlus femelles du littoral oranais.

### 3.2- Rapport Gonado-Somatique-(RGS) des merlus mâles

La courbe ci-après (Fig. 38), visualise l'évolution du rapport gonado-somatique chez les mâles, et met en évidence l'époque de l'émission maximum des spermatozoïdes en août. En effet, c'est en été (juillet, août) et en période hivernale que les **RGS** atteignent les plus fortes valeurs (respectivement 0,67; 0,56) alors qu'ils sont à leur minimum au printemps (0,35) et en automne (0,32) (Tab. 34).'

**Tableau 34 :** Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Gonado-Somatique **RGS** des merlus mâles du littoral oranais.

Mois	RGS Mensuel	Effectif	Saison	RGS Moyen
Janvier	0.91	43	HIVER	0.56
Février	0.41	55		
Mars	0.36	29		
Avril	0.28	39	PRINTEMPS	0.35
Mai	0.49	28		
Juin	0.30	24		
Juillet	0.80	22	ÉTÉ	0.67
Aout	0.79	18		
Septembre	0.64	23	AUTOMNE	0.32
Octobre	0.32	19		
Novembre	0.37	34		
Décembre	0.29	57		



**Figure 38 :** Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Gonado-Somatique RGS des merlus mâles du littoral oranais.

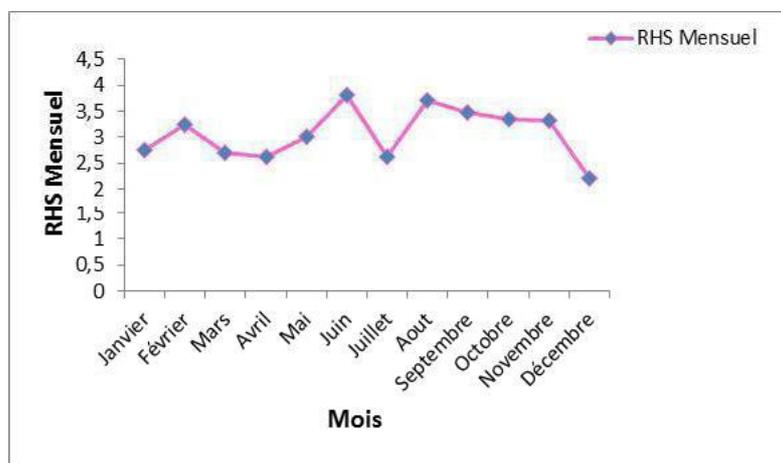
#### 4- Rapport Hépat-Somatique (RHS)

##### 4.1- Rapport Hépat-Somatique (RHS) des merlus femelles

Les données obtenues de l'année 2006 sont consignées dans le tableau 35 et reportées graphiquement sur la figure 39. Les résultats obtenus suggèrent que le suivi de l'indice **RHS** a révélé qu'en période hivernale, le poids du tissu hépatique est assez bas (**RHS** = 2,89) et coïncide bien avec la période de ponte qui demeure importante. Cependant, nous observons l'inverse en période estivale, le **RHS** enregistre un pic principal qui est égal à 3,26 qui correspond à un **RGS** équivalent à 1,27 où la ponte est principale.

**Tableau 35:** Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique **RHS** des merlus femelles du littoral oranais.

Mois	RHS Mensuel	Effectif	Saison	RHS Moyen
Janvier	2,75	24	HIVER	2,89
Février	3,25	37		
Mars	2,69	39		
Avril	2,61	29	PRINTEMPS	3,14
Mai	3,01	11		
Juin	3,81	19		
Juillet	2,62	15	ÉTÉ	3,26
Août	3,70	22		
Septembre	3,48	10		
Octobre	3,35	12	AUTOMNE	2,95
Novembre	3,32	14		
Décembre	2,20	33		



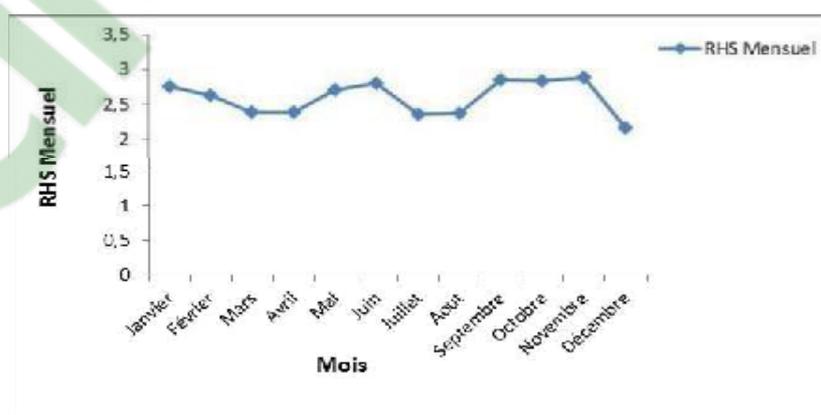
**Figure 39:** Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique **RHS** des merlus femelles des merlus du littoral oranais.

#### 4.2- Rapport Hépat-Somatique (RHS) des mâles

La figure 40 illustrant le tableau 36, décrit l'évolution du RHS chez les merlus mâles en fonction des mois. Le suivi de cet indice hépatique au cours de l'année 2006 demeure stable durant le cycle reproductif avec une valeur moyenne de 2,6. Ceci laisse supposer que le stockage des réserves hépatique n'entraînerait pas des fluctuations du RHS et par conséquent n'intervient pas dans la maturation des spermatozoïdes.

**Tableau 36:** Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique RHS des merlus mâles des merlus du littoral oranais.

Mois	RHS Mensuel	Effectif	Saison	RHS Moyen
Janvier	2,76	43	HIVER	2,59
Février	2,63	55		
Mars	2,39	29		
Avril	2,38	39	PRINTEMPS	2,63
Mai	2,70	28		
Juin	2,81	24		
Juillet	2,35	22	ÉTÉ	2,52
Août	2,37	18		
Septembre	2,86	23		
Octobre	2,83	19	AUTOMNE	2,62
Novembre	2,89	34		
Décembre	2,16	57		



**Figure 40 :** Evolution mensuel et saisonnier du Rapport Hépat-Somatique RHS des merlus mâles dans la baie d'Oran.

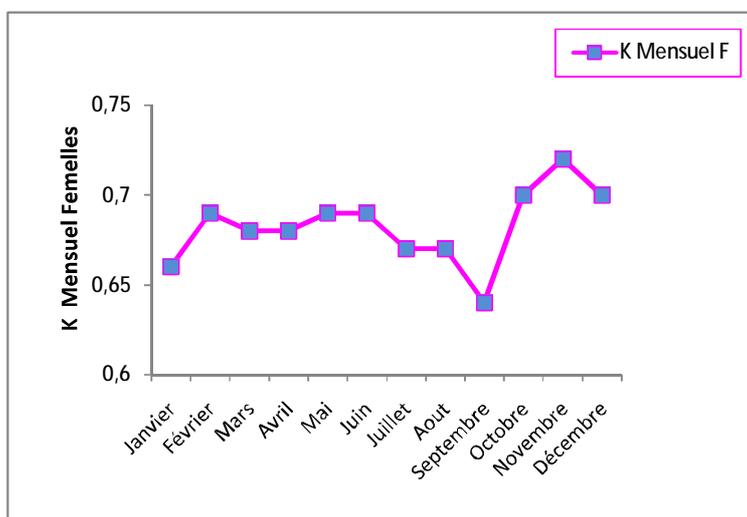
## 5- Facteur de condition K

### 5.1- Facteur de condition K des femelles

La figure 41 et le tableau 37 illustrent l'évolution mensuelle du facteur de condition pour les femelles de *Merluccius merluccius*. Le facteur de condition subit des fluctuations durant le cycle étudié, traduisant l'état général du poisson en fonction des activités physiologiques (Fig. 7). Ainsi, les plus fortes valeurs enregistrées coïncident avec le pic de reproduction observé en hiver (janvier) et en été (août, septembre). En fin de reproduction et entre septembre ( $k = 0,63$ ) et janvier ( $k = 0,65$ ) sont observées les valeurs les plus basses ce qui expliquerait que les femelles sont alors dans leur plus mauvaises conditions. Cependant, le recrutement des jeunes qui s'effectuent au cours de ces deux derniers mois expliquerait ces valeurs, vu que **K** est proportionnel à la taille. Ce fait a été rapporté par **Belveze (1972)** et **Hamida (1987)**. Les femelles reprennent rapidement du poids ; l'indice pondéral **K** atteint son maximum en octobre (0,71), novembre (0,74) et en décembre (0,70).

**Tableau 37:** Indice pondéral **K** mensuel et saisonnier des merlus femelles dans la baie d'Oran.

Mois	K Mensuel	Effectif	Saison	K Moyen
Janvier	0,65	24	HIVER	0,67
Février	0,69	37		
Mars	0,68	39		
Avril	0,68	29	PRINTEMPS	0,68
Mai	0,69	11		
Juin	0,68	19		
Juillet	0,66	15	ÉTÉ	0,65
Août	0,67	22		
Septembre	0,63	10		
Octobre	0,71	12	AUTOMNE	0,71
Novembre	0,74	14		
Décembre	0,70	33		



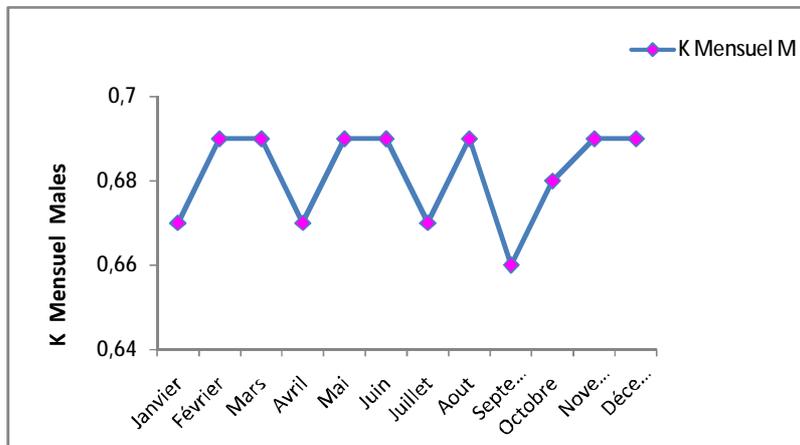
**Figure 41:** Evolution mensuel du facteur de condition **K** des merlus femelles dans la baie d'Oran.

### 5.2- Facteur de condition **K** des mâles

Les valeurs de l'indice pondéral des merlus mâles sont données au tableau 38 et présentées sur la figure 42. Le Coefficient de Condition (**K**) moyen de ces mâles oscille entre 0,66 et 0,69 de janvier à décembre. On dénote que l'évolution, au cours du temps, cet indice morphométrique est légèrement stationnaire tout au long de l'année et notamment pendant la période de ponte. Une légère diminution du **K** est observée pendant le mois de janvier et septembre (0,66) montrant un léger amaigrissement. Leur condition physique ne varie donc pas au cours de l'année.

**Tableau 38:** Indice pondéral **K** mensuel et saisonnier des merlus mâles dans la baie d'Oran.

Mois	K Mensuel	Effectif	Saison	K Moyen
Janvier	0,66	43	HIVER	<b>0,68</b>
Février	0,68	55		
Mars	0,69	29		
Avril	0,67	39	PRINTEMPS	<b>0,68</b>
Mai	0,69	28		
Juin	0,69	24		
Juillet	0,67	22	ÉTÉ	<b>0,67</b>
Aout	0,69	18		
Septembre	0,66	23		
Octobre	0,68	19	AUTOMNE	<b>0,68</b>
Novembre	0,69	34		
Décembre	0,69	57		



**Figure 42:** Evolution mensuel du facteur de condition des merlus mâles dans la baie d'Oran.

#### 6- Taille de première maturité sexuelle

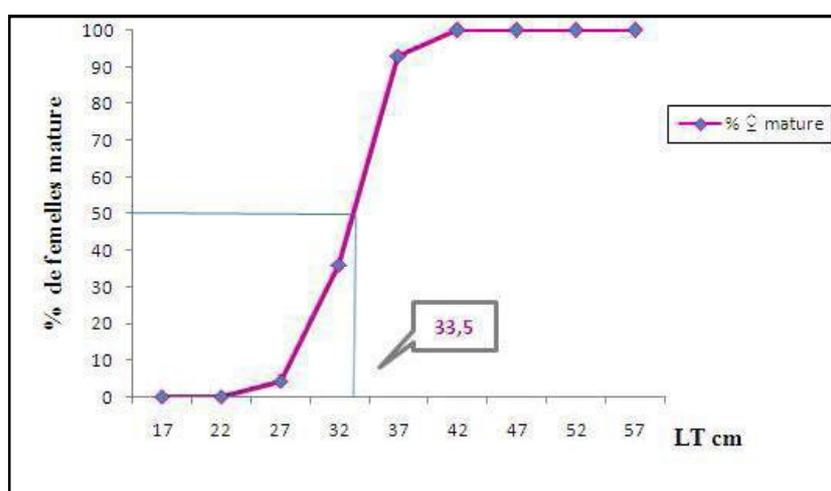
L'évaluation par classe de taille du pourcentage d'individus mûrs et immatures durant la période de ponte, au moment où les gonades sont à leurs développement maximum, montre que le merlu femelle de la baie d'Oran commence à participer à la reproduction à une taille de 33,5 cm, contre 20,5 cm pour les mâles (Tab. 39 et 40 ; Fig. 43 et 44). Toutefois nous

Chapitre 4 : Etude de la Biologie de la Reproduction du Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran  
 1<sup>ère</sup> Partie : Reproduction du Merlu *M. merluccius* de la baie d'Oran

signalons un écart de 13 cm entre les deux sexes mettant en lumière une précocité des mâles par rapport aux femelles. Les pourcentages calculés pour les femelles, augmentent progressivement à partir de 27 cm et atteignent le maximum (100 %) à des tailles supérieures à 37 cm. Chez les mâles, ces pourcentages évoluent à partir de 18,5 cm et au-delà de 33,5, ils présentent 100 % de maturité sexuelle. Les résultats obtenus, montrent donc que les mâles sont pubères plus tôt que les femelles. Selon cet auteur (Nikolsky, 1963 in Goubier, 1977), la maturité sexuelle dépend de la vitesse de croissance, laquelle est fonction de nombreux facteurs : température, nourriture...

**Tableau 39:** Evolution de la maturité sexuelle par classe de taille chez les merlus femelles dans la baie d'Oran.

C.c	Nb ♀ immature	Nb ♀ mature	Totaux	% ♀ mature
17	4	0	4	0
22	44	0	44	0
27	89	4	93	4,3
32	32	18	50	36
37	3	26	29	93,1
42	0	22	22	100
47	0	15	15	100
52	0	5	5	100
57	0	3	3	100



**Figure 43:** Détermination de la taille de première maturité sexuelle des merlus femelles dans la baie d'Oran.

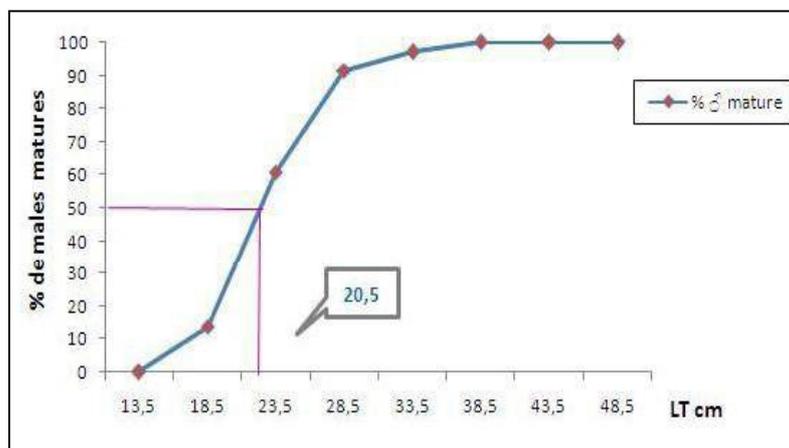
**Tableau 40:** Evolution de la maturité sexuelle par classe de taille chez les merlus mâles dans la baie d'Oran.

C.c	Nb ♂ immature	Nb ♂ mature	Totaux	% ♂ mature
13,5	8	0	8	0
18,5	74	12	86	13,95
23,5	57	89	146	60,95
28,5	8	86	94	91,48
33,5	1	33	34	97,05
38,5	0	15	15	100
43,5	0	6	6	100
48,5	0	2	2	100

Le tableau 41 regroupe les différentes estimations des ogives de maturités de notre spécimen le merlu à différentes longueur ( $L_{25}$ ,  $L_{50}$  et  $L_{75}$ ) pour l'ensemble de la population et à sexe séparé. Cette estimation est fondée sur l'analyse microscopique

**Tableau 41:** Les estimations des paramètres des ogives de maturité de merlu ( $L_{25}$ ,  $L_{50}$  et  $L_{75}$ ) de la période 2006, fondée sur l'analyse macroscopique

Année 2006	$L_{25}$	$L_{50}$	$L_{75}$
Mâle	18,5	20,5	24,95
Femelle	29,5	33,5	34,5



**Figure 44 :** Détermination de la taille de première maturité sexuelle des merlus mâles dans la baie d'Oran.

### 7- Détermination du pourcentage des sexes chez le merlu en fonction de la maturité sexuelle

L'analyse des pourcentages des sexes en fonction de la  $L_{50}$  regroupés dans le tableau 42 indique que sur les 831 merlus échantillonnés pendant les 12 mois de l'année 2006 dans la région d'Oran, 495 soit 59,56 % n'ont pas encore atteint la taille de la première maturité sexuelle. Ceci est très alarmant car plus que la moitié des merlus juvéniles responsables de la pérennité du stock est capturé avant d'être en état de se reproduire.

**Tableau 42:** Pourcentage des sexes chez le merlu en fonction de la maturité sexuelle.

Degré de maturité Sexe	Individus immatures		Individus matures		Total
	N	%	N	%	
Mâles	148	37,85	243	62,14	391
Femelles	172	64,90	93	35,09	265
Individus à sexe indéterminé	175	100	0	0	175
<b>Total</b>	495	<b>59,56</b>	336	<b>40,43</b>	831

### 8- Evolution temporelle de la maturité sexuelle

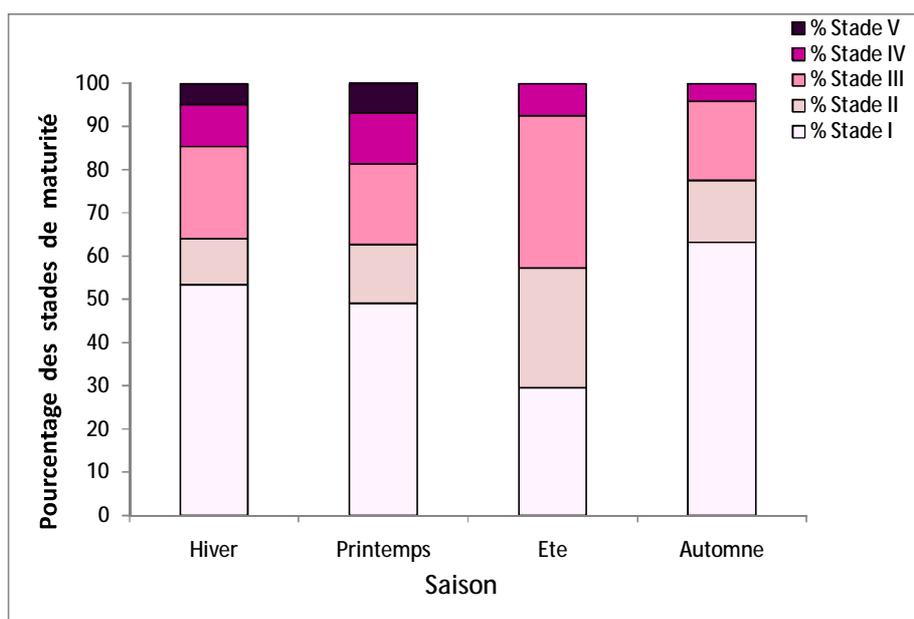
Les pourcentages mensuels des différents stades de maturité des femelles sont regroupés dans le tableau 43 illustrés sur la figure 45. Des individus à tous les stades sont présents toute l'année avec cependant des fréquences variables. La plus forte proportion de poissons en fin d'ovogénèse ou aptes à se reproduire (stade III) est observée de juillet à septembre et de janvier à mars, qui est accompagnée d'un autre lot faiblement représentée pour le reste des autres mois de l'année. Cependant, le pourcentage d'individus mûrs (stades III) observés en été est de **35,18 %** et en hiver, il est de l'ordre de **21,35 %**, ce qui indique une seconde période possible de forte ponte. Néanmoins, nous avons observé un maximum de ponte en été et en hivers, une diminution de celle-ci en printemps (18,64 %) et en l'automne (18,36 %). Ceci nous conduit à penser que les femelles de *M. merluccius*, sont en activité de reproduction continue durant toute l'année, dans la zone d'étude.

Nous avons remarqué l'absence des merlus femelles au stade V (repos sexuel) en période chaude de l'année (été) et en période automnale, et un très faible pourcentage printanier et hivernal. Ceci s'expliquerait par le fait qu'après la ponte, la presque totalité des femelles adultes regagneront les eaux profondes.

Chapitre 4 : Etude de la Biologie de la Reproduction du Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran  
 1<sup>ère</sup> Partie : Reproduction du Merlu *M. merluccius* de la baie d'Oran

**Tableau 43 :** Evolution des stades de maturité sexuelle chez le *M. merluccius* femelle de la baie d'Oran.

Saison	Stade I	Stade II	Stade III	Stade IV	Stade V	Effectif	% Stade I	% Stade II	% Stade III	% Stade IV	% Stade V
Hiver	55	11	22	10	5	103	53,4	10,67	<b>21,35</b>	9,70	4,85
Printemps	29	8	11	7	4	59	49,15	13,55	18,64	11,86	6,77
Eté	16	15	19	4	0	54	29,62	27,77	<b>35,18</b>	7,40	0
Automne	31	7	9	2	0	49	63,26	14,28	18,36	4,08	0
<b>Total</b>	<b>131</b>	<b>41</b>	<b>61</b>	<b>23</b>	<b>9</b>	<b>265</b>	<b>49,43</b>	<b>15,47</b>	<b>23,01</b>	<b>8,67</b>	<b>3,39</b>



**Figure 45:** Evolution saisonnière des fréquences des différents stades de maturité sexuelle.

## 9- Etude de la cinétique gonadique

### 9.1- Anatomie microscopique de l'ovaire chez la femelle

Le suivi de la dynamique ovarienne chez la femelle du merlu le long de son cycle sexuel a montré que l'ovaire renferme des ovogonies disséminées entre les cellules folliculaires, des ovocytes en prévitellogénèse et des ovocytes à divers stades de vitellogénèse. L'ovaire est formé d'un ensemble de follicules ovariens et d'un tissu conjonctif. La croissance ovocytaire est donc scindée en deux phases: d'abord une phase de prévitellogénèse qui consiste en la mise en place de la machinerie métabolique indispensable au développement de la cellule germinale, ensuite la vitellogénèse qui sert à l'accumulation des réserves vitellines.

A l'examen histologique, chaque ovaire présente un ensemble de gamètes (à différents stades de maturation) entourés d'une thèque et séparés par du tissu conjonctif. L'observation des coupes transversales correspondant aux cinq stades retenus macroscopiquement donne lieu aux descriptions ci-après :

#### Stade I :

Au sein de l'ovaire, nous observons un amas de cellules disséminées entre les tissus conjonctifs et bien implantées dans l'épithélium des lamelles ovigères (**Lo**), elles-mêmes séparées par des espaces inter-lamellaires (**ELo**), (Fig. 46a). Ces cellules sont de deux types: l'ovogonie (**Ov**) qui est une cellule de petite taille résultant de la division mitotique d'une cellule germinale et qui donne naissance à l'ovocyte I prévitellogénique (**OI**), ayant une taille moyenne et un noyau plus gros. Le grossissement de la Fig. 46 b nous permet d'observer que l'ovogonie est une cellule de petite taille avec un cytoplasme homogène et peu abondant. L'ovocyte I présente un gros noyau (**N**) central et un cytoplasme (**C**) toujours homogène et très coloré. Chaque ovocyte I est entouré d'une couche épaisse, la thèque. La vitellogénèse n'a pas commencé.

#### Stade II :

Les ovocytes sont en début de vitellogénèse. Le gamète en formation augmente de volume et devient un ovocyte II (**OII**) (Fig. 47). Le cytoplasme commence à devenir hétérogène par la présence de petits dépôts lipidiques, ou alvéoles corticales (**Co**), organisés en couronne à la périphérie.

#### Stade III :

La vitellogénèse continue. Cela correspond à la transformation de l'ovocyte II en ovotide (**Ot**) (Fig. 48) de plus grande taille. Le cytoplasme, entouré d'une membrane cytoplasmique (**Mc**) bien visible ici, est envahi par des vésicules vitellines (**Vv**) de petite taille. Nous observons la présence de différents stades de développement ovarien (différentes tailles de gamètes): des ovogonies, des ovocytes en prévitellogénèse et des ovocytes en vitellogénèse.

**Stade IV :**

Ovaire en pré-ponte. Les vésicules vitellines fusionnent progressivement, en commençant au centre du gamète en formation, en globules (**Gl**) qui constituent les futures plaquettes vitellines de l'ovotide, (Fig. 49). Le noyau se prépare pour une migration périphérique.

**Stade V :**

Ovaire en ponte. La fusion des globules vitellins s'accompagne d'une hydratation très forte (liquéfaction du vitellus, **Lv**) des ovotides en dernière phase de maturation (ovotide hydraté : **Oh**), (Fig. 50), juste avant l'ovulation. C'est la transformation de l'ovotide en ovule mûr ou œuf vierge. Le follicule va alors se rompre, libérant l'ovule dans la cavité ovarienne, (follicule vide : **Fv**).

Après l'ovulation, le follicule est vide, avec présence de résidus cellulaires et des espaces vides remarquables, puis il va dégénérer. Il est à noter que l'ovaire garde encore des ovocytes en maturation (Fig. 51).

Légende des figures ci-après :

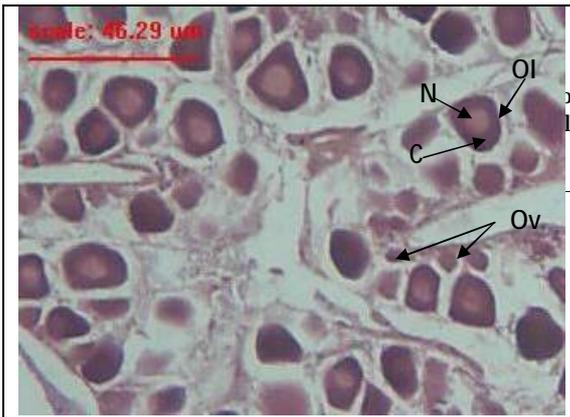
**Stade I:** Lamelles ovigères (Lo), espaces inter-lamellaires (ELo), ovogonie (Ov), noyau (N), cytoplasme (C), ovocyte prévitellogénique I (OI).

**Stade II:** Ovocyte II (OII), noyau (N), cytoplasme (C), alvéoles corticales (Co).

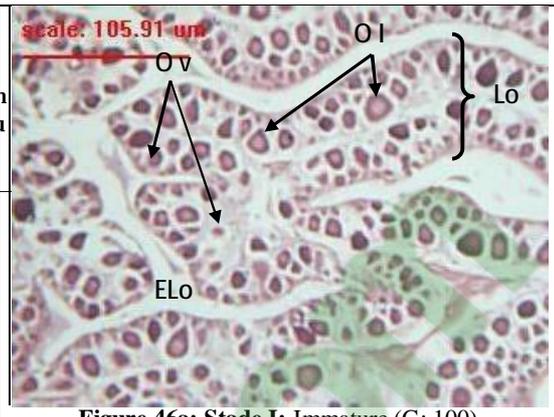
**Stade III:** Ovotide (Ot), membrane cytoplasmique (Mc), vésicules vitellines (Vv).

**Stade IV:** Globules (Gl).

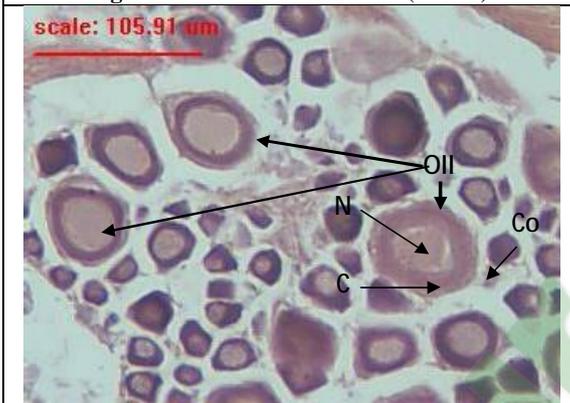
**Stade V:** L'ovocyte est presque totalement hydraté (Oh), liquéfaction du vitellus (Lv). Follicules vides (Fv).



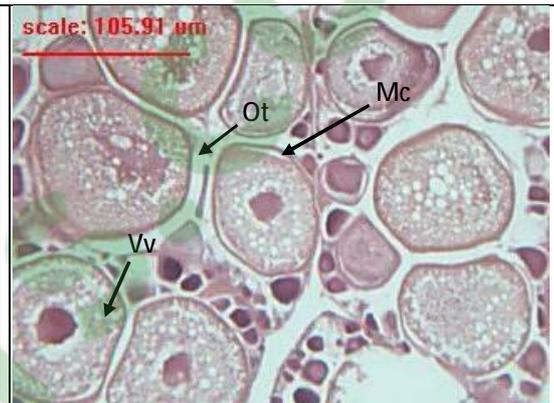
**Figure 46b: Stade I: Immature (G: 200)**



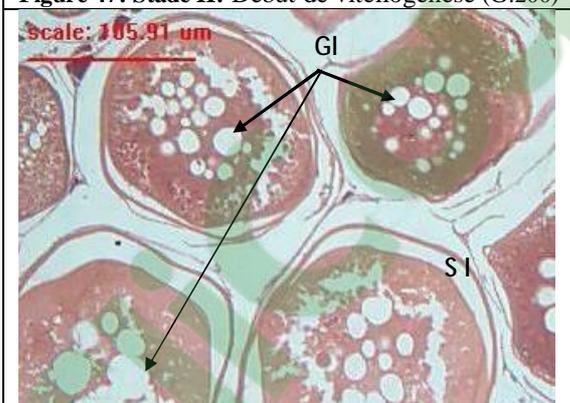
**Figure 46a: Stade I: Immature (G: 100)**



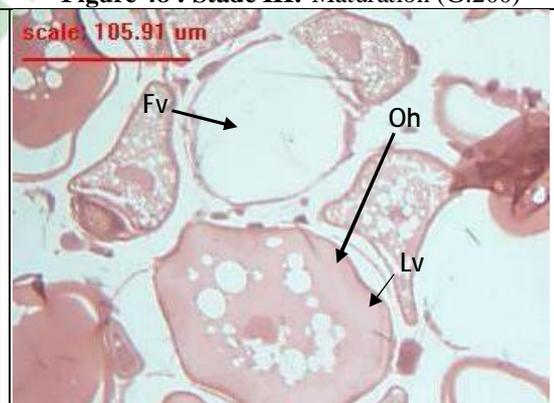
**Figure 47: Stade II: Début de vitellogénèse (G:200)**



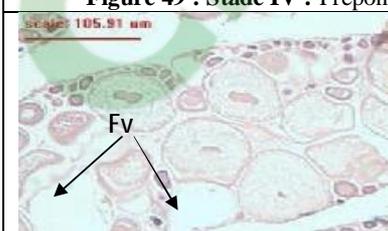
**Figure 48 : Stade III: Maturation (G:200)**



**Figure 49 : Stade IV : Préponte (G:200)**



**Figure 50 : Stade V: Ponte (G:200)**



**Figure 51 : Après ponte (G:200)**

**Figure 52: Coupes histologiques des gonades femelles merlu du littoral oranais déterminant les différents stades de la reproduction**

## Discussion

Plusieurs indices sont aujourd'hui utilisés pour déterminer et visualiser les périodes de reproduction des espèces démersales. Leur emploi est basé sur une quasi simultanéité de leur maxima avec les périodes de ponte. Il est préférable d'utiliser au moins deux indices lors de l'étude de la reproduction d'une espèce, le plus intéressant à priori pouvant ne pas être suffisant pour déterminer les périodes de reproduction.

La connaissance de la période de ponte et de sa durée est importante pour la compréhension de la dynamique des populations notamment dans les stades larvaires et juvéniles. Des auteurs ont déterminé la période de ponte maximale du merlu dans les eaux européennes de l'Atlantique Nord – Est en se basant sur l'abondance des œufs et des larves de merlu, l'histologie des ovaires de femelles de merlus ou bien encore l'analyse du rapport gonado-somatique (RGS) (Lahaye, 1972; Billard, 1979; Perez *et al.*, 1981, 1985; Piñeiro & Sainza, 2003; Murua & Motos, 2006; Domínguez *et al.* ; 2008).

Pour notre cas, les indices de maturité sexuelle retenus pour visualiser les périodes de pontes éventuelles de l'espèce étudiée: l'étude du sex-ratio, rapport gonado-somatique, rapport hépato-somatique, des phases évolutives de la gonade, du pourcentage de femelles ayant des œufs matures et facteur de condition et, en dernier, une étude histologique des gonades femelles.

Les connaissances actuelles sur la biologie du *Merluccius merluccius* (principalement la croissance et la reproduction) sont considérées insuffisantes pour améliorer l'évaluation de son stock (Morales-Nin *et al.*, 2005).

Pour l'étude de la reproduction du *Merluccius merluccius*, le sex-ratio a montré une légère prédominance des mâles dans les captures. L'étude du sex-ratio en fonction de la taille montre la dominance des individus mâles jusqu'à la taille 38cm, suivit d'une égalité numérique des proportions des deux sexes jusqu'à la taille 37cm avec une tendance de la supériorité de la taille à partir de laquelle les femelles représentent 100% de la population. Des résultats similaires ont été obtenus par **khoufi *et al* (2012)** en Méditerranée dans les côtes Nord de la Tunisie, **Elhabouz *et al* (2011)** en Atlantique Centre marocain et **Martic *et al* (2009)** dans les eaux de Montegrine. **Pineiro & Sainza (2003)** ont signalées les mêmes observations dans les eaux Atlantiques Ibériques correspondant aux zones IXa et VIIIc de la division ICES. Ces auteurs ont souligné qu'à taille 45 cm, les proportions des mâles et des femelles sont égales, et qu'au delà de cette taille les proportions des femelles sont les plus dominantes, jusqu'à la taille 60 cm où les femelles atteignent 100% de la population (**Pineiro & Sainza, 2003**).

Cette dominance des femelles au niveau des individus âgés pourrait, selon plusieurs auteurs, s'expliquer par: une disponibilité ou une capturabilité plus grande des femelles; soit une

mortalité naturelle plus élevée chez les mâles; une inversion sexuelle; ou plus simplement une croissance différentielle et à la longévité différentes des deux sexes privilégiant les femelles. Dans ce sens, des études récentes de croissance par des techniques de marquage et recapture ont montré qu'à partir d'un âge de deux ans, les femelles croissent plus rapidement que les mâles (De Pontual et al., 2006 et Mellon-Duval et al., 2010).

Au niveau de la région de Bou-Ismaïl, les résultats obtenus par Bouaziz (1992), ont montré que le sex-ratio des merlus varie en fonction de la profondeur de capture.

Au cours du cycle sexuel, les variations pondérales des ovaires et des testicules 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 des merlus ainsi les périodes de reproduction. En effet, nous avons pu observer la présence de femelles en ponte en toute saison, avec des maxima en été (juillet, août, septembre) et en hiver (janvier, février, mars). Par ailleurs, il n'y a pas de femelles au repos (stade V) en été et en automne, périodes pendant lesquelles aucune pêche n'a été faite au-delà de 400 m, et peu d'individus à ce stade ont été rencontrés en hiver et au printemps. Ces observations s'expliqueraient par le fait qu'après la ponte la quasi-totalité des femelles adultes regagneraient les eaux profondes (Bouaziz, 1992). De même, les mâles ont des émissions de leurs produits sexuels avec deux maxima en été et en hiver, et deux autres émissions de moindre importance en printemps et en automne. Ceci, nous conduit à conclure que la ponte des œufs au niveau de l'espèce étudiée pourrait avoir lieu toute l'année avec des intensités plus ou moins variables en relation avec les saisons.

Parallèlement au RGS, nous avons étudié le RHS, puisque toute l'énergie nécessaire pour la maturité des gonades provient des réserves lipidiques stockées au niveau du foie. L'observation de l'évolution temporelle du Rapport Hépatosomatique RHS des merlus femelles montre des phases de synthèse hépatique et des phases de consommation de lipides hépatiques. La plus importante chute du RHS se situe pendant la période hivernale ce qui synchronise parfaitement à la période de reproduction massive chez la femelle et coïncide avec le transfert des réserves hépatiques vers la gonade. Au cours de la maturation et au moment où l'accumulation du vitellus est active, le RHS s'abaisse rapidement. Le long d'un cycle de vie du poisson, un accroissement important du RHS précède celui du RGS (Lahaye, 1972; Billard, 1979). En effet, le développement ovarien s'accompagne d'un maximum de dépense énergétique (Encina & Granado-Lorenzo, 1997). Par contre, nous enregistrons en période estivale qui est la deuxième période de frai importante, des pics semblables des RHS et RGS (respectivement 1,27 et 3,26), alors que durant un cycle sexuel, les deux rapports varient logiquement en sens inverse. Cette coïncidence des maxima du RHS et du RGS moyennés fausse la réalité biologique. Cet état de fait, pourrait être expliqué par le fait que certaines femelles émettaient leurs œufs en plusieurs lots. Leur ovaires, partiellement vides,

ne retourneraient pas au repos, mais poursuivraient la vitellogénèse des ovocytes résiduels qu'ils émettront ultérieurement. Concernant l'analyse des RHS des merlus mâles, nous soulignons une stabilité de ce rapport pendant toute l'année laisserait supposer que le foie n'intervient pas dans la maturation des spermatozoïdes. Selon **Escot & Granado-Lorencio (1997)**, la croissance des gonades se fait au dépend de la croissance somatique. Ce phénomène n'est pas observé chez le mâle. Nos résultats corroborent avec ceux de **Bouaziz (1992)** en baie de Bou-Ismaïl.

L'évolution, au cours du temps, du Coefficient de Condition (**K**) pour les merlus femelles subit des fluctuations durant le cycle étudié, traduisant l'état général du poisson en fonction des activités physiologiques. Ainsi, les plus faibles valeurs enregistrées en septembre et en janvier coïncident parfaitement avec les pics de reproductions observées en ces mêmes périodes, ce qui nous permet d'avancer que les femelles, sont alors dans leur plus mauvaise condition. En fin des deux périodes de ponte, les femelles récupèrent rapidement leur masse pondérale où nous marquons des valeurs de **K** les plus élevées en octobre (0,71), novembre (0,74), décembre (0,70) et février (0,69).

Pour les merlus mâles, le coefficient de condition est pratiquement constant tout au long de l'année et notamment pendant la période de ponte ce qui éloigne l'hypothèse d'une consommation de lipides musculaires par le poisson pendant la reproduction. Ceci laisse supposer que le muscle n'est pas le siège d'une accumulation de réserves énergétiques pour le frai. Une légère diminution du **K** est observée entre le mois de janvier et septembre montrant un amaigrissement relativement faible dû à la baisse des températures. Leur équilibre biologique n'est pas sensiblement affecté par l'élaboration de ses produits sexuels, ils sont supposés être en meilleure condition. L'étude de ce paramètre confirme que les merlus de la région oranais sont des poissons maigres. **Morgan (2004)** n'a pas observé de relation entre le facteur de condition et le processus de maturation des mâles de la morue.

D'après les ogives de la maturité sexuelle des deux sexes du merlu oranais, on remarque que la maturité sexuelle chez les merlus mâles (20,5 cm) est précoce par rapport aux merlus femelles (33,5 cm).

**La première** maturité sexuelle présente un décalage entre les deux sexes. En effet, les femelles atteindraient leur taille de première maturité sexuelle plus tardivement que les mâles. Nos observations sont relativement proches de celles de **Bouaziz et al (1998)** à Bou-Ismaïl en Algérie où ces auteurs ont trouvé que la taille de la première maturité sexuelle ( $L_{50}$ ) est atteinte à 30,6 cm pour les femelles et 21,5 cm pour les mâles. Les constatations de **Zoubi (1998)** dans la zone méditerranéenne marocaine vont dans le même sens que les nôtres où les mâles sont mûres à 28,87 cm et les femelles à 35,67 cm. Aussi, **Bouhlal (1973)**, trouve dans le golfe de Tunis des femelles de 29 cm sur le point de pondre pour la première fois. Ce constat a été aussi observé par **Ungaro et al (2001)** en mer Adriatique où la maturité sexuelle est atteinte à 20-30 cm pour les mâles et 26-33 cm pour les femelles. **Recasens et al. 1998**

soulignent que dans le golfe du Lion, la maturité sexuelle est atteinte à environ 27 et 37 cm pour les mâles et les femelles respectivement.

**La taille** de la première maturité sexuelle du merlu européen de la côte nord occidentale africaine est estimée entre 26,2 cm et 30,4 cm pour les mâles et entre 34,6 cm et 43,2 cm pour les femelles (Goñi & Cervantes, 1986; Ramos et al. ; 1990; 1996; FAO, 2006a).

Pour les individus de la population de la Méditerranée occidentale la  $L_{50}$  est située 22-32 cm pour les mâles et 30-39 cm pour les femelles (Martín, 1989; Oliver, 1991; Sánchez & Martín, 1991; Recasens, 1992). De même, les travaux de Pineiro & Saniza (2003) dans les eaux ibériennes, font remarquer que les mâles sont mûres avant les femelles, la  $L_{50}$  des mâles est de 30,6 cm tandis que celle des femelles est de 45,4 cm et dans le golfe de Gascogne et en mer Celtique. Lucio et al., (2000) signalent que les mâles atteignent leur maturité à des tailles inférieures à celles des femelles (respectivement 39 cm et 47 cm).

D'autres travaux sur la taille de première maturité sexuelle chez la population du merlu dans différentes régions vont dans le même sens que nos résultats sont résumés dans le tableau 44.

Il ressort de tous ces résultats obtenus que la maturité sexuelle du merlu est bien précoce chez les mâles que chez les femelles que ça soit en Méditerranée qu'en Atlantique. Par contre, il est bien évident que la taille de la première maturité sexuelle de la population de la Méditerranée est inférieure aux intervalles estimés à celles des merlus du Nord Atlantique. Ce tableau de maturité sexuelle, permet de conclure qu'en Méditerranée et aux latitudes équivalentes dans l'Atlantique, les merlus sont mûres avant ceux des hautes latitudes de l'Atlantique. Ce fait confirme l'hypothèse de Hesse (1937) qui fait remarquer que le délai requis pour atteindre la maturité sexuelle est plus long aux basses températures, tout comme celui nécessaire à la croissance somatique. En outre, cette différence pourrait être expliquée par les caractéristiques environnementales de chaque zone en particulier par l'influence de la luminosité, la température et du régime alimentaire dans les deux régions (Maurin, 1954).

A l'échelle macroscopique, différentes observations de l'organe sexuel ont permis de définir cinq stades de maturité pour les femelles (cf. tableau 43).

Pour *Merluccius merluccius*, les échelles de référence se sont révélées incomplètes et impropres : elles ne permettent pas de classer des ovaires qui présentent simultanément des caractères de « post-ponte » et de « vitellogenèse », c'est-à-dire les ovaires ayant pondu partiellement. En effet, si certaines étapes de l'évolution ovarienne ne posent pas de problème d'identification (ovaires immatures, en vitellogenèse ou au repos) et, malgré des différences de détail, rassemblent les auteurs, il n'en est pas de même pour les ovaires qui n'ont pondu que partiellement (Hickling, (1930); Hickling & Rutenberg (1936); Mériel-Bussy (1966); Monteiro & Dias (1966); Alcazar et al. (1983)). En 1985, Tsimendis & Papaconstantinou ont remarqué les variations importantes du volume des glandes en post-ponte, certains ont même envisagé l'éventualité d'une ponte fractionnée, mais faute d'une méthodologie appropriée, n'ont jamais apporté d'élément convaincant quant à la multiplicité des pontes. Par

**Chapitre 4 : Etude de la Biologie de la Reproduction du Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**  
**1<sup>ère</sup> Partie : Reproduction du Merlu *M. merluccius* de la baie d'Oran**

---

ailleurs, une autre échelle de maturité sexuelle a été utilisée, en cinq stades, résultant de la combinaison de celle proposée par **Meriel-Bussy (1966)** et celle préconisée par **Sarano (1986)**.

A l'échelle microscopique, au niveau de la région d'Oran, l'examen histologique des gonades des merlus femelles indique la maturation des ovaires asynchrones pour cette espèce. L'ovaire présente des ovocytes à tous les stades de leur développement tout au long de la période de reproduction. La présence simultanée des ovocytes mûrs et des follicules post-ovulatoires dans les ovaires des femelles a indiqué que *M. Merluccius* est un géniteur partiel, comme l'a suggéré précédemment dans la mer Tyrrhénienne (**Biagi et al., 1995 ; Nannini et al., 2001**), ces observations sont en accord avec la populations atlantique (**Sarano, 1986; Murua et al., 1998; Murua & Saborido, 2003**).

Chapitre 4 : Etude de la Biologie de la Reproduction du Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran  
 1<sup>ère</sup> Partie : Reproduction du Merlu *M. merluccius* de la baie d'Oran

**Tableau 44** : Taille à la première maturité sexuelle chez *Merluccius merluccius* dans différentes régions.

Région	Zone	Auteurs	L <sub>50</sub> Mâles (cm)	L <sub>50</sub> Femelles (cm)
Méditerranée	E Méditerranéen	Alheit & Pitcher (1995)	18-35	18-41
	W Méditerranéen	Alheit & Pitcher (1995)	22-32	30-39
	Baléares	Bruno et al 2006	27	36
	Adriatique (Méditerranéen)	Zupanovic (1968)	20-28	26
	Adriatique	Flamigni (1982)	25-30	25-30
	Mer Catalane	Sánchez & Martin (1985)	32	39
	Adriatique	Zupanovic & Jardas (1986)	20-28	23-33
	Golfe de Lion	Aldebert & Carries (1989)	43	----
	Majorca	Oliver (1991)	27,6	36,3
	Nord de la Mer Tyrrhénienne	Biagi et al (1995)	27	42,5
	Mer catalane	Recasens et al. (2008)	--	35,8
	Mer Tyrrhénienne nord	Recasens et al. (2008)	--	35,1
	<b>Baie d'Oran</b>	<b>Présente étude</b>	<b>20,5</b>	<b>33,5</b>
Atlantique	Atlantique (Maroc)	Maurin (1954)	38-42	38-42
	Golfe de Gascogne	Meriel-Bussy (1966)	35-55	50
	Espagne (Atlantique)	Larrañ et al (1970)	24,3	32,2
	Asturias	Alcázar et al (1983)	40-44	54-54
	Gallega (N.W. Espagne)	Perez et al (1985)	36,5-39,6	47-58
	Atlantique Ibérique	Domínguez-Petit et al. (2008b)	--	46,0
	Atlantique Nord	Domínguez-Petit et al. (2008b)	--	41,0
	Atlantique Centre marocain	El Habouz (2011)	28,6	33,8

En effet, l'activité reproductrice du merlu semble être continue du fait que les femelles matures sont rencontrées au cours de toute l'année. La saison de frai de *M. merluccius* aurait lieu toute l'année avec deux saisons de ponte intense: une ponte estivale et une ponte hivernale. Cependant, l'évolution mensuelle et annuelle du **RGS** ainsi que le pourcentage des stades macroscopiques de maturité sexuelle chez le merlu ont permis de déterminer la période de reproduction et l'intensité des pontes en fonction du temps avec un maximum des pourcentages correspondant au cycle de forte maturation pour la saison estivale (juillet, août, septembre) et hivernale (janvier, février, mars). Toutes saisons confondues, la présence relative des individus à différents stades de maturité a montré une forte corrélation avec la saisonnalité. Nos résultats concordent avec ceux de la littérature où la ponte est très étalée dans le temps (**Bouaziz, 1992; Recansens, 1992; Ungaro et al., 2001**).

En Méditerranée, **Bouaziz et al (1998)** font remarquer que le suivi de la maturité sexuelle du merlu *M. merluccius*, capturé entre 1987 et 1988 dans la baie de Bou-Ismaïl en Algérie, lui ont permis de conclure la présence de femelles et de mâles en ponte en toute saison, avec des maxima en été et en hiver. Ceci est confirmé par les travaux d'**Aleman et Oliver (1995)** qui ont constaté l'existence de deux cohortes moyennes annuelles, une apparaissant en automne et l'autre en hiver-printemps. Il a été rapporté précédemment que la populations de merlu semble avoir une reproduction active tout au long de l'année (**Papaconstantinou & Stergiou, 1995; Recasens et al., 1998**). Les résultats obtenus par **Ungaro et al., 2001**, en mer Adriatique, coïncident parfaitement avec les nôtres. En effet ces auteurs signalent deux pics de frai, l'un en hiver et l'autre en été. En Méditerranée occidentale, **Recasens et al (2008)**, rapportent que l'activité de reproduction du merlu européen dans le nord de la Mer Tyrrhénienne a été concentrée de janvier à mai, avec des pics en février et mai, tandis que dans la mer Catalane, la principale saison de reproduction s'est produite à partir d'août à décembre, avec des pics de ponte en septembre et décembre.

En Atlantique, des observations identiques ont été dénotées, la principale période de ponte du merlu est maximale en hiver et au début du printemps (**Pérez & Pereiro, 1985; Martin 1991; Lucio et al., 2000; Piñeiro & Saínza, 2003; Alvarez et al. 2004; Murua & Motos, 2006**). Dans le Golfe de Gascogne, la période maximale de la ponte à lieu entre janvier et mai (**Martin, 1991; Casarino & Motos, 1994**) avec un pic en mars (**Alvarez et al., 2001**), alors qu'en mer Celtique, plus tardive, celle-ci se déroule entre avril et juin (**Fives et al., 2001**), d'avril à juillet dans la zone d'ouest Irlande (**O'Brien, 1986**). La ponte du merlu est séquentielle, **Murua & Lucio (1998)** estimant qu'elle a lieu en une dizaine de lots. D'après, **Piñeiro & Saínza (2003)**, le merlu des eaux Ibériques fraye de décembre à mai avec un pic en février. Une récente étude en Atlantique Centre marocain (**El Habouz et al., 2011**) vient confirmer toutes ces observations. En effet, les grands courants océaniques ont une influence sur la concentration des reproducteurs de merlu, près de la côte en hiver.

En général, dans les eaux européennes, la période de ponte maximale du merlu est plus précoce dans les eaux méridionales et est plus tardive au fur et à mesure que la latitude

augmente (Casey & Pereiro, 1995). Ces différences latitudinales de la ponte en été mis en relation avec les différents régimes de températures (Alvarez et al., 2001). Par conséquent, cette longue période de frai est une caractéristique spécifique de *M. merluccius*.

Par ailleurs, différentes études ont indiqué que cette espèce se reproduit plusieurs fois dans la saison, c'est à dire qu'il s'agit des poissons à pontes multiples (Andreu, 1955; Pérez & Pereiro, 1985; Sarano, 1986; Murua et al., 2006). Une étude pilote en matière de reproduction a indiqué que le merlu européen se caractérise par le développement asynchrone des ovocytes (des ovocytes de toutes les étapes de maturation sont présents en même temps dans les ovaires), ce qui a été interprété comme la preuve d'une durée indéterminée de la fécondité au cours de l'année (Murua et al., 1998; Murua & Motos 2006; Dominguez et al., 2008).

En outre, une telle interprétation est conforme à d'autres espèces du genre *Merluccius*: Angelesc et al., (1958), Chiechowski (1967) et Christiansen & Cousseau (1971) pour *M. hubbsi*; Balbotin & Fischer (1981) pour *M. gayi gayi*; Alheit (1986) pour *peruanus M. gayi* et *productus*, Erkamov (1974) et Foucher & Beamish (1977). Cette tendance a été observée chez *Merluccius capensis* (Kainge et al., 2007), mais une étude plus récente sur *M. hubbsi* (Macchi et al., 2004) a souligné que la saison de ponte a duré moins d'un mois.

D'autres travaux sur la reproduction du *M. merluccius* de différentes régions sont regroupés dans le tableau 45. Ce schéma de frai qui se traduit par une longue période, conduit à conclure qu'en Méditerranée la période de ponte du merlu est plus étalée que celle de l'Atlantique. Ce constat est probablement dû aux caractéristiques environnementales. Ceci pourrait s'expliquer par le fait, que les merlus adultes, au moins pour une bonne part, vivent dans les eaux pratiquement isothermique (13° C), alors qu'en Atlantique, ils supportent des variations hydrologiques beaucoup plus fortes (Bouaziz et al., 1998).

Chapitre 4 : Etude de la Biologie de la Reproduction du Merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran  
1<sup>ère</sup> Partie : Reproduction du Merlu *M. merluccius* de la baie d'Oran

**Tableau 45:** Synthèse des périodes de ponte du *Merluccius merluccius* selon différents auteurs et selon les différentes régions (ponte étalée sur l'année □ pic de ponte ■)

Auteurs	Zone	Saison-Mois												
		Hiver			Printemps			Eté			Automne			
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
Heldt (1952)	Tunis	■	■	■										
Zupanovic (1968)	Adriatique													
Bouhlal (1973)	Nord Tunisie													
Tsmenidis & Papacostantinou (1985)	Mer Grecque													
Zupanovic & Jaldas (1986)	Adriatique													
Mytilineou and Vassilopoulou (1988)	Mer Grecque													
Oliver (1991)	Mediterranean Sea			■	■	■				■	■	■		
Recasens (1992)	Golfe du Lion													
Bouaziz (1992)	Bou-Ismaïl	■	■	■							■	■	■	
Recasens et al. (1998)	Golfe du Lion													
Arneri & Morales-Nin (2000)	Mer Adriatique						■	■	■					
Morales-Nin and Moranta (2004)	Mediterranean Sea								■	■	■	■		
<b>Présente étude (2006)</b>	<b>Baie d'Oran (Algérie)</b>	■	■	■							■	■	■	
Belloc (1923)	France													
Hickling (1930)	Angleterre								■					
Maurin (1954)	Maroc													■
Alcázar et al. (1983)	Asturias													
Alcázar et al. (1983); Pérez & Pereiro (1985)	Galician waters and Cantabrian Sea		■	■										■
Sarano (1986)	Golfe de Gascogne													
Lucio et al. (2000)	Golfe de Gascogne		■	■										
Fives et al. (2001)	Mer Celtique				■	■	■							
Piñeiro & Saínza (2003)	Galician waters and Cantabrian Sea		■	■										■
Álvarez et al. (2004)	Golfe de Gascogne		■	■										
Murúa & Motos (2006)	Golfe de Gascogne	■	■	■										
Lannin (2006)	Mer Celtique													
Domínguez-Petit (2007)	Galician waters	■	■	■			■	■						
Silva et al. (2007)	Golfe de Cadiz													

## V- Conclusion

Deux périodes de ponte ont été mises en évidence chez *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran. Un maximum d'émission de gamètes en été et en hiver, ce qui nous conduit à conclure que cette espèce se reproduit toute l'année. Le stock exploitable du *M. merluccius* renferme plus de mâles que des femelles. Le calcul de la taille moyenne de la population du merlu au cours de notre échantillonnage, permet d'avancer que les femelles sont, en moyenne plus grandes (28,55 cm) que les mâles (23,85 cm). Les tailles de première maturité sexuelle (L50) sont différentes selon les sexes, elle a été estimée à 20.5 cm chez les mâles et à 33.5 cm chez les femelles. La maturité sexuelle intervient plutôt chez les mâles. De plus, nous avons estimé que 59,56 % des merlus échantillonnés n'ont pas encore atteint cette taille et qu'il est dangereux pour l'avenir du stock de les capturer en grande quantité.

## Cas d'hermaphroditisme observé chez le merlu (*M. Merluccius*, L ,1758) pêché dans la baie d'Oran (Méditerranée Sud Occidentale)

### I- Introduction

La grande diversité et la richesse des stratégies de reproduction chez les poissons donnent un intérêt particulier à la question relative au développement et mécanismes anatomo-physiologiques de leur organe reproducteur. En effet, chez ce groupe zoologique, on observe tous les aspects de la fonction reproductrice depuis le gonochorisme à l'hermaphroditisme, de la fécondation interne à la fécondation externe, de l'oviparité à la viviparité, de l'incubation sans protection parentale à la nidification (Wourms, 1991; Mellinger, 2002).

Chez les Poissons gonochoriques ou unisexués, très tôt apparaît une divergence dans le développement de l'ébauche gonadique qui va évoluer soit en testicule ou en ovaire pour donner un individu mâle ou femelle. Le sexe génotypique s'impose, permettant ainsi l'apparition des deux sexes séparément à partir de la gonade qui se différencie directement (Okada, 1952; Gallien, 1973).

Rappelons que ce gonochorisme est la règle générale chez les Téléostéens. Cependant, lors de leur développement, la majorité de poissons passent par une phase transitoire d'intersexualité et sont qualifiés d'hermaphrodites (Smith, 1967; Alan et al, 1970). Ce mode de reproduction correspond à la production des deux types de cellules sexuelles mâle et femelle, soit dans une gonade, soit dans deux gonades distinctes mais appartenant au même individu donnant naissance à un complexe gonadique nommé Ovotestis (Okada, 1952; Gallien, 1973).

Cet hermaphroditisme peut être fonctionnel simultané (ou synchrone) chez un même individu produisant en même temps les deux catégories de gamètes mâles et femelles (Harrington, 1975). L'hermaphroditisme peut être fonctionnel successif. Dans cette situation, les deux états sexuels se succèdent distinctement dans le temps pour le même individu, donnant lieu à deux types d'hermaphrodite successif : protogynique et protandrique (Gallien, 1973). Dans le premier état, l'individu hermaphrodite dans sa phase juvénile est fonctionnellement femelle en développant un ovaire ; puis cette structure sexuelle régresse progressivement dans le temps, pendant que la gonade devient un testicule donnant lieu à un individu fonctionnellement mâle. L'ordre de ce processus est inversé dans le cas d'hermaphroditisme protandrique où l'organisme est d'abord mâle pour devenir femelle (D'Anconna, 1956a et b). Il existe cependant un hermaphroditisme non équilibré dit rudimentaire, conduisant à l'existence d'emblée d'individus mâles ou femelles purs, malgré leur appartenance à des espèces hermaphrodites (Reinboth, 1965).

Généralement les sexes peuvent être distingués chez ces poissons hermaphrodites en périodes de reproduction suivant la détermination d'émission de produits sexuels (d'œufs ou de

laitances) ; rare en revanche sont les cas de dimorphisme portant sur des caractères sexuels secondaires apparents. Le plus souvent les gonades ne peuvent être distinguées macroscopiquement en ovaires et testicules (**Gallien, 1973**).

## **II- Matériel et méthodes**

Les données utilisées dans cette étude proviennent de la pêche commerciale réalisée sur des fonds allant de 50 à 400 mètres de profondeur dans la baie d'Oran (Algérie, 35 ° 44 'N 0 ° 38'W). De 2006 à 2007, à raison d'un prélèvement par mois, 831 individus de *Merluccius merluccius*, dont 391 mâles (13,6 cm à 48,5 cm de longueur totale, «TL»), 265 femelles (17 cm à 57 cm LT) et 175 individus non identifiés macroscopiquement, ont été récoltés et traités le jour même. Pour chaque spécimen, après mensuration de la longueur totale et la détermination du sexe, l'observation macroscopique des gonades permet définir le stade d'évolution sexuelle. Après dissection, les gonades sont extraites et font l'objet d'une observation de leur aspect général à l'œil nu et au moyen d'une loupe binoculaire pour une identification rapide des différentes structures macroscopiques. Nous nous sommes donc référés à la morphologie des gonades, leurs colorations, leur volume, la densité vasculaire et le degré de transparence de leurs parois.

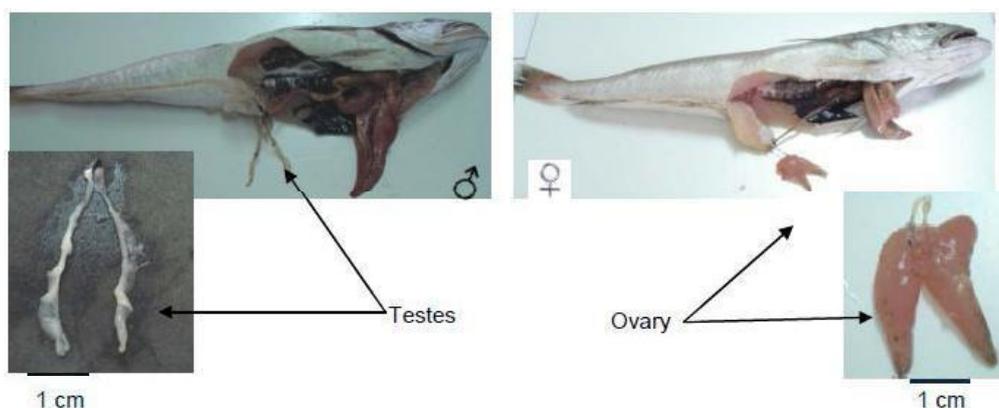
## **III- Résultats**

Les glandes génitales de *M. merluccius* sont distinctes et prolongées à leur base par deux conduits génitaux qui se rejoignent pour finir dans la papille uro-génitale. Leur aspect morphologique et leur structure histologique changent au cours de l'évolution de la maturation sexuelle selon le schéma classique observé chez les Poissons Téléostéens. Aussi, les testicules comme les ovaires peuvent atteindre une grande taille à l'époque de la ponte où ils occupent, avec le foie, la quasi totalité de la cavité abdominale.

Sur la base de la maturité des gonades, il est possible de distinguer les spécimens immatures des matures en tenant compte de la coloration, poids des glandes sexuelles, l'importance de la vascularisation, la transparence et la consistance de la paroi, ainsi que la longueur totale du poisson.

A l'état immature, les testicules sont pairs avec un aspect de cordons filiformes, à bord festonnés légèrement opaques, sans vascularisation apparente. Au fur et à mesure de leur maturation, ils deviennent de plus en plus volumineux, avec une coloration blanchâtre présentant une fine vascularisation et sont comparativement plus longs que les ovaires.

Les ovaires pairs également filiformes et allongées, s'étendent de chaque côté de l'intestin et sont prolongées en arrière au delà de l'anus. A l'état immature, ils sont transparents ou de coloration rosâtre. A la fin de leur maturation, ils deviennent massifs et occupant toute la cavité abdominale, avec une forme cylindrique, et de couleur orangée à rougeâtre (Fig, 53). A maturité, les ovocytes sont visibles à travers la paroi ovarienne lisse au début pour devenir rugueuse avec une forte vascularisation.



**Figure 53:** Dimorphisme sexuel chez le merlu: une paire de testicule filiforme (à gauche);  
Une paire d'ovaire longue (à droite)

Faisant exception dans notre échantillonnage, un seul spécimen de merlu présentait une structure glandulaire très particulière, car totalement différente des cas normaux observés! Cette structure complexe était présente exactement à l'emplacement des gonades chez cet individu. C'est ce cas exceptionnel qui fera l'objet de ce présent travail.

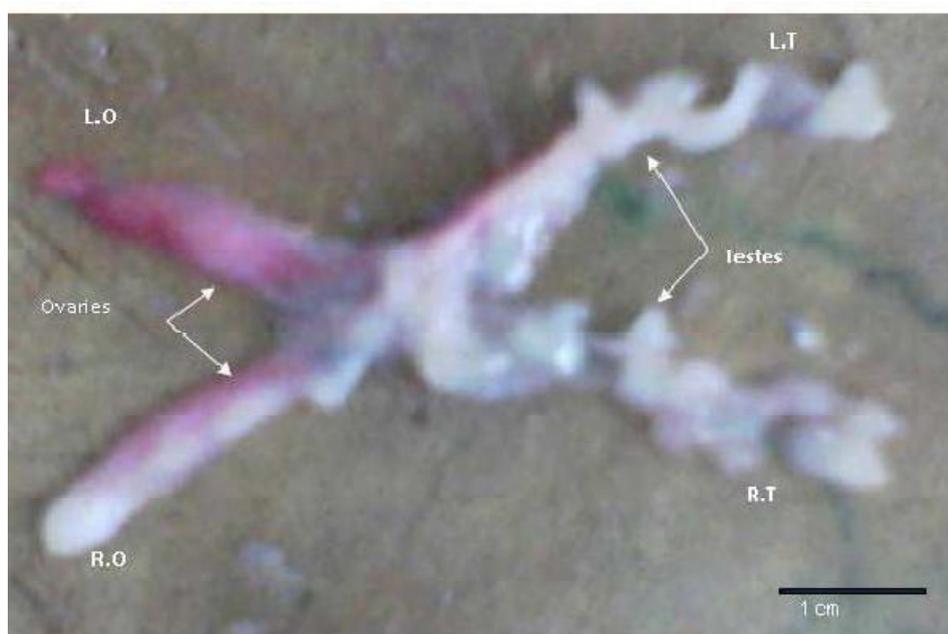
Pour notre part, une découverte fortuite a été réalisée, lors de l'échantillonnage de 831 merlus pêchés dans la baie d'Oran. Il s'agit d'un spécimen long de 28,5 cm, pesant 150,8 g, et chez lequel, la dissection a permis de dévoiler effectivement ce cas d'hermaphroditisme de plus curieux (Fig. 54).

Le merlu présente dans la presque totalité de la cavité abdominale, et s'étendant au delà de l'orifice anal, un appareil reproducteur complexe et de forme globalement en X (aspect général d'un chromosome). Un examen approfondi des organes en place permet de reconnaître des organes sexuels dédoublés et qui se présentent de la façon suivante: Ce corps gonadique complexe présente deux parties bien individualisées: (Fig. 54).

La partie sexuelle mâle est formée par une paire de testicules mûrs bien différenciés de couleur blanchâtre et bien fermes, clairement festonnés et intensément vascularisés. Une simple pression sur la paroi testiculaire génère un écoulement du liquide spermial. La partie ovarienne apparaît légèrement moins volumineuse que la partie testiculaire et représente une paire d'ovaires turgescents de forme ovale, de couleur rosâtre et flasques avec un important réseau vasculaire, indice formel de la maturité de cette glande sexuelle.

Sur le plan macroscopique, les glandes sexuelles mâles sont accolées à leur base aux deux ovaires bien différenciées (Fig. 54). Signalons que les testicules et les ovaires ont, respectivement, leurs propres spermiductes et oviductes et fonctionnaient indépendamment les uns des autres.

L'ensemble de ces observations macroscopiques permet d'avancer que les deux glandes sont en état de maturité très avancée, en raison de la présence et en quantité suffisante, des ovules et des spermatozoïdes au moment même de l'observation (Fig. 54).



**Figure 54:** Aperçu macroscopique de l'ovotestis du merlu hermaphrodite (une «glande double»). (RO: ovaire droit; LO: ovaire gauche; RT: testicule droit; LT: gauche testicule).

#### IV- Discussion et conclusion

Ordinairement, ce téléostéen *Merluccius merluccius* a un dimorphisme sexuel prononcé (la femelle adulte étant plus grande que le mâle) est une espèce gonochorique. La plupart des analyses et des descriptions du cycle ovarien de *M. merluccius* ne signalent pas les cas d'hermaphroditisme: **Sarano (1986)**, **Murua & Moto (2006)** et **Dominguez et al. (2008a, b)** dans le golfe de Gascogne, l'Atlantique Nord et l'Atlantique Centre-Est, respectivement **Maurin (1954)** et **El habouz (2011)** dans les eaux atlantiques marocaines, **Bouaziz et al. (1988 a, b, c et 2001)** dans les eaux centrales algériennes, **Abid (2006)**, **Semcha (2007)** et **Rouane (2007)** sur la côte ouest de l'Algérie et **Recasens et al. (2008)** dans l'ouest de la Méditerranée.

Dans la baie d'Oran, parmi les 831 merlus échantillonnés un seul spécimen adulte était hermaphrodite, avec un corps gonadique complexe dans une position inhabituelle pour cette espèce. Un examen détaillé macroscopique de l'appareil reproducteur confirmé la présence de deux zones bien distinctes: des testicules et des ovaires qui coexistent dans la même gonade complexe. Cet enregistrement confirme les observations d'autres auteurs (**Johnstone, 1907**;

**Belloc, 1929; Ciechomski & Christiansen, 1968**) qui ont signalé des cas rares d'hermaphrodisme chez cette espèce.

Ces cas ont été signalés, pour la première fois, par **Johnstone** en **1907** en Atlantique Nord. Ensuite, **Belloc (1929)**, en rappelant ces cas, confirme que ce phénomène est de nature tératologique et que l'hermaphrodisme fonctionnel existe chez le merlu tout en décrivant deux cas en Atlantique Nord :

- Cas d'hermaphrodisme tératologique: les merlus sont petits et leur croissance est lente. L'atrophie des glandes génitales est apparente avec :

Présence simultanément d'un ovaire droit et d'un testicule gauche, bien différenciés et coalescents dans leur partie postérieure. Une disposition inversée de ces deux glandes a été observée une seule fois.

Présence latérale d'une glande sexuelle unique (testicule ou ovaire) avec prédominance de l'un sur l'autre. Dans ce cas, le testicule occupe de façon permanente la partie antérieure de la glande double.

Dans d'autres cas, les glandes sexuelles se transforment, de part et d'autres, en une véritable mosaïque ovarienne et testiculaire. Pour l'ensemble de ces observations, une atrophie caractérise les glandes sexuelles indiquant, vraisemblablement, une absence de fonctionnalité reproductive, et de ce fait, l'individu est stérile.

- Cas d'hermaphrodisme fonctionnel: (ovaires et testicules mûrs et fonctionnels) : il est attesté par deux observations :

Un merlu de 90 cm avec des glandes simples (ovaire gauche plus gros, un testicule droit plus étroit et plus long) en état de maturation très avancée : les gamètes s'en échappent à faible pression confirmant leur fonction normale de façon simultanée chez le même individu à tel point que l'auteur parle de «possibilité d'autofécondation chez le merlu».

Un merlu de 70 cm avec une glande double: un ovaire postérieurement et un testicule antérieurement ; et malgré leur intime intrication, les deux glandes possédaient leurs propres oviductes et spermiductes et fonctionnaient de façon indépendante les uns des autres. Cependant, l'auteur n'était pas clair sur l'explication donnée par le fonctionnement normal de ces deux glandes génitales.

- Cas d'hermaphrodisme occasionnel: En **1968**, **Ciechomski et Christiansen** décrivent un cas d'hermaphrodisme occasionnel chez *Merluccius merluccius hubbsi*, dans les eaux atlantiques d'Argentine. Les structures testiculaires et ovariennes des ovotestis étudiés ont été séparées l'une de l'autre. Entre ses deux structures reproductrices, la zone de la transition a pu être distinguée. Les éléments mâles et femelles mûrissaient plus ou moins de façon égale et semblent être à la même étape de développement que les gonades normales dans la saison.

Le cas exceptionnel qui se présente à nous n'appartient ni aux poissons du groupe d'hermaphrodismes protogynes, ni à ceux du groupe d'hermaphrodismes protandriques, mais on est en présence d'un cas d'hermaphroditisme fonctionnel synchrone chez lequel le même individu produit simultanément les deux types de gamètes mâles et femelles (**Harington, 1975 ; Hasting & Petersen, 1968**).

Et comme le signalent **Clark (1959); Harington (1961 & 1963)** et **Reinboth (1971)**, il est vraisemblable qu'une possible autofécondation puisse exister dans cette situation et qu'il n'est pas exclu, comme l'attestent ces auteurs, que l'accouplement se réalise par des fécondations croisées chez les nombreux poissons bisexués.

**Alados et al. (1993)** attribuent des anomalies de développement chez le merlu du Pacifique du au stress environnemental au cours des années El Niño. En outre, nous ne pouvons pas exclure la possibilité que les effets négatifs des polluants ne soient pas la cause de cette anomalie dans la population du merlu de la Méditerranée. Il serait très intéressant d'effectuer des tests pour vérifier la présence de polluants organiques persistants (PCB et DDT) dans les tissus des merlus qui sont touchés. De toute évidence, un plus grand nombre d'examen de spécimens capturés sont nécessaires pour vérifier la fréquence de la maladie et voir si elle est de plus en plus fréquente.

---

---

**CHAPITRE 5: Etude de la bioaccumulation  
des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn et leur impact sur l'espèce  
*Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

---

---

## **Etude de la bioaccumulation des métaux lourds (Cd, Pb, et Zn) et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

### **I- Introduction**

Le milieu marin représente un enjeu considérable en termes de développement socioéconomique. Ces dernières décennies, la pollution des océans à travers le monde est devenue un sujet de préoccupation croissante à l'échelle internationale.

Depuis le début de l'ère industrielle, les activités humaines, qu'elles soient industrielles, agricoles ou urbaines, sont responsables d'une introduction importante de contaminants dans l'environnement. Après leur rejet ponctuel ou diffus, ces contaminants minéraux ou organiques (métaux, hydrocarbures, pesticides...) sont soumis à un ensemble de processus biotiques et abiotiques qui vont déterminer leur devenir dans l'environnement. Au sein du milieu aquatique, les contaminants qui présentent généralement une forte affinité vis-a-vis du matériel particulaire et de la matière organique, sont ainsi susceptibles de s'accumuler dans les sédiments. Cependant, le risque existe d'un relargage de ces contaminants vers la colonne d'eau. Le sédiment peut alors représenter une menace pour les organismes aquatiques et contrarier les efforts menés actuellement en vue de l'amélioration de la qualité des eaux. 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 de façon indirecte, par leur incorporation dans la chaîne alimentaire (poissons) (**Christensen et al., 2003; Henry et al., 2004**), de la biodiversité (**Worm et al., 2006**), et jusqu'à des changements de régime dans le fonctionnement des écosystèmes (**Hutchings, 2000**).

Au cours des siècles de civilisation s'est développé un modèle intensif et complexe d'échanges et de développement, fondé sur la concentration des populations et des activités économiques dans les villes côtières situées le long du littoral méditerranéen. Les activités humaines qui se développent sur cette rive (Méditerranée) ont conduit à un fort impact environnemental, visible notamment par l'importante dégradation des zones côtières et marines. La pollution de l'environnement est issue de sources ponctuelles et diffuses telles que les eaux usées ou les fuites en provenant de décharges sauvages, et le ruissellement des engrais et pesticides. Tout autour du bassin méditerranéen sont dispersées une large gamme d'activités industrielles, allant de l'exploitation minière aux produits manufacturés, créant un certain nombre de «points critiques de pollution», où les rejets et les émissions de contaminants provenant des complexes industriels et des grands ports commerciaux impliquent d'importantes menaces environnementales. Les substances rejetées dans la mer au cours des dernières deux décennies sont distribuées aussi bien en surface qu'en profondeur et, vu le temps de renouvellement des eaux en Méditerranée (de 80 à 100 ans), restent présentes en grande partie jusqu'à nos jours. Toutes les sources de pollution mentionnées ci-dessus ont affecté les zones les plus productives du milieu marin de la

Méditerranée, en particulier les estuaires et les eaux côtières peu profondes (**Thiboutot et al., 2004; Wingfors et al., 2006**).

Aujourd'hui, les changements à long terme du stress anthropique et naturel représentent un problème crucial pour la région Méditerranéenne qui inquiète depuis plusieurs décennies divers organismes internationaux (**Thiboutot et al., 2004; Wingfors et al., 2006**).

Le littoral algériens et à l'instar de la majorité des zones côtières méditerranéennes, sont sensibles aux changements environnementaux, aux changements créés par le développement économique et aux modifications d'utilisation du sol. Le littoral algérien intensivement exploités et densément peuplés est pratiquement touché par diverses pollutions. La région oranaise est certainement l'une des zones où l'altération de la qualité des eaux marines côtières est la plus perceptible. La ville d'Oran représente un pôle d'attraction économique et industriel. Le littoral Oranais se distingue par une urbanisation massive qui concentre 936.927 d'habitants, qui représente 77,5 % de la population totale de la wilaya. A cela s'ajoute des problèmes environnementaux de différentes natures tels que : industrielles, agricoles, domestiques, ... etc. Cependant, le littoral de la côte Oranaise est devenu vulnérable et surexploité, constituant le réceptacle privilégié des apports contaminants toxiques et corrosives, qu'ils proviennent des fleuves, de l'atmosphère ou des émissaires urbains et industriels. Parmi ces polluants, les substances chimiques susceptibles d'être à l'origine de la dégradation de la qualité des eaux, figurent les métaux lourds qui occasionnent une forte augmentation des teneurs métalliques jusqu'à supplanter les sources naturelles. (**Grimes, 2010**).

Ces xénobiotiques sont présents naturellement dans la croûte terrestre, mais ce sont les activités humaines qui provoquent leur dissémination dans l'environnement, principalement via les rejets industriels, urbains, la chasse et la pêche sportive, les conflits armés, ainsi que, l'entraînement militaire (**Alloway, 1995**). En effet, ces sources provoquent une contamination croissante non seulement des eaux, de l'air mais aussi des sols qui y sont assujettis par de multiples métaux (dont la plupart sont reconnus toxiques), du fait qu'il ne sont pas biodégradables (**Bricka et al., 1994; Marois et al., 2004; Thiboutot et al., 2004; Wingfors et al., 2006**). Ils peuvent s'accumuler dans les organismes au fil de la chaîne alimentaire. La présence de ces micropolluants dans l'environnement marin pose un sérieux problème pour l'Homme qui se place au sommet de la chaîne trophique. Sa consommation d'un nombre important d'espèces marines l'expose à une multitude de risques sanitaires. La prise de conscience de la dégradation de notre cadre de vie par ces contaminants a conduit à s'intéresser à leur devenir dans l'environnement (**LRSE, Université d'Oran**),

Au niveau du littoral ouest algérienne et plus précisément au sein du laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale d'Oran (**LRSE**), plusieurs travaux ont été réalisées pour évaluer le degré d'accumulation des xénobiotiques de nature organique et minérale [métaux lourds (Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, Mn, Ni, Mg, Fe), métallo-organique (étain), composés organochlorés (PCB et Pesticides chlorés) et hydrocarbures polyaromatiques (Chrysène, Phénanthrène)], chez certains

organismes marins (Mollusques, Echinodermes, Crustacés, Poissons et Cétacés). Les résultats obtenus par ces chercheurs ont révélées des concentrations extrêmement élevées et dépassant souvent les normes tolérées et les seuils références (**Benguedda-Rahal, 1993; Benguedda-Rahal et al., 1994 a, b; Boutiba et al., 1996; Bouderbala, 1997; Bouderbala & Boutiba, 1997; Merbouh, 1998; Brahim-Tazi, 1998; Taleb, 1997; Dermeche, 1998; Taleb & Boutiba, 1999; Bouiadjra et al., 2000; Aoudjit, 2001; Bensahla-Talet, 2001; Boutiba et al., 2003; Sahnouni, 2004; Haddou, 2004; Mouffok, 2005 ; Kherraz, 2004 ; Hebbar, 2005; Belhoucine, 2005; Belhoucine et al.; 2008; Benamar, 2006; Terbeche, 2006; Borsali, 2006; Rouane, 2007; El-Hadj, 2007; Sahnoun, 2009 ; Benadda, 2009 ; Dermeche 2010 ; Ayed, 2010; Bouhadiba, 2011; Benamar, 2011; Belhouari, 2011).**

Les métaux que nous nous sommes proposé d'étudier dans ce présent travail pour évaluer le niveau de la contamination sont le cadmium (Cd), le zinc (Zn) et le plomb (Pb). Ils ont été choisis car ils sont les plus représentés et les plus problématiques dans l'environnement, d'une part, car le **zinc** est un oligo-élément, donc indispensable à la vie, mais dangereux à de forte concentration. En revanche, **le cadmium et le plomb** du fait de leur toxicité même à de faible concentration, ainsi que leur appartenance aux contaminants classés prioritaires par l'union européen (**Haynes & Johnson, 2000 ; McPherson & Chapman, 2000 ; Hagopian-Schlekat et al., 2001**) et, d'autre part, ils sont mesurables à l'état de traces, leurs dosages sont faciles à réaliser, et il a été démontré que les niveaux mesurés dans les tissus sont corrélés avec l'exposition (**Kraal et al., 1995 ; Odzak & Zvonaric, 1995 ; Liang et al., 1999**).

Tous les métaux sont différemment réactifs, toxiques ou biodisponibles pour le biota (**Gómez-Ariza, 2001**). De plus, ils sont soupçonnés responsables d'anomalies du développement des individus ou perturbateurs du système de reproduction, soit par l'apparition d'effets mutagènes ou cancérogènes, soit encore par l'expression de risques divers mettant en péril la survie des espèces animales, et menaçant la santé humaine (**Meyer, 2003**). 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 directe sur la santé humaine (**Amiard et al., 2010**).

Les professionnels des programmes de gestion des eaux, font appel de nos jours aux poissons comme indicateurs de la qualité des eaux et des écosystèmes aquatiques. Des analyses toxicologiques sont faites sur des organes accumulateurs potentiels (branchies, foie, muscles...) des métaux lourds en vue de déterminer les concentrations des contaminants présumés. Lesquelles concentrations rapportées à des valeurs de référence indiquent le risque sanitaire pour l'homme (**Adams, 2002**).

De part son niveau trophique élevé et son intérêt économique important, le merlu Européen a été choisi comme espèce modèle pour cette étude. C'est dans ce contexte, que nous nous sommes intéressés à évaluer les niveaux de contamination de ces éléments traces chez cette espèce au niveau du muscle et du foie, en les quantifiant par spectrophotométrie à absorption atomique

communément nommée SAA, qui constitue un outil privilégié d'analyses en sciences environnementales.

Le merlu (*Merluccius merluccius*) a fait l'objet d'un certain nombre de travaux sur des côtes occidentales de la Méditerranée, voire de l'Atlantique sur son écologie (Abella et al., 1995; Bouaziz et al, 1998a, b et c), sa biologie (Pauly, 1980; Aldebert & Recansens, 1995; Murua, 2006; Dominguez, 2007; El Habouz, 2011; Khoufi et al. ; 2012), son intérêt économique (Perez-Agundez, 2002) , sa pêche (Gayanilo & Pauly, 1997), sa biocontamination par les xénobiotiques (Storelli et al., 2005; Belhoucine et al.; 2008 ; Bodiguel, 2008; Ersoy et al.; 2010; Aksu et al. ; 2011).

Il nous a semblé donc intéressant d'entamer une étude sur la bioaccumulation de métaux lourds toxiques et de détecter le niveau de contamination chez cette espèce cible *Merluccius merluccius* pêchée au niveau de la baie d'Oran puisqu'elle forme un maillon important dans la chaîne trophodynamique et il est très apprécié par une forte population ichtyophage. Le merlu européen (*Merluccius merluccius. L*) est une espèce largement présente en Atlantique et en Méditerranée. Dans les eaux algériennes, le merlu fait l'objet d'une pêche active, avec des débarquements atteignant durant la période de 1950 à 2006 environ 55700 t. (FAO, fishstat+) et une moyenne de 15.56 % (1999-2007) au niveau du littoral ouest algérien (DPRH, 2008).

L'étude de la teneur en métaux lourds représente en biologie fondamentale, un intérêt majeur pour la connaissance de l'effet que pourraient engendrer cette teneur sur les périodes physiologiques du poisson en général (Merlu dans notre cas) telle que la maturation sexuelle, la reproduction, l'engraissement, etc. De ce fait, les prévisions sur le stock de pêche ainsi que l'abondance seront mieux contrôlées, l'exploitation abusive cernée, la ressource économique serait alors préservée.

L'Homme, dernier maillon de la chaîne alimentaire, restera pour toujours exposé aux problèmes de la contamination par consommation de ce produit de pêche. La bioaccumulation des ETM dans son organisme pouvant engendrer des conséquences pathologiques les plus sévères. Il est donc impératif que le problème de toxicité puisse être appréhendé dans son ensemble pour non seulement, la conservation de notre environnement mais aussi pour la sauvegarde de notre état sanitaire.

Au niveau de la baie d'Oran, le merlu n'a jamais été utilisé comme bioindicateur de la pollution métallique à ce jour d'où l'intérêt de son choix et afin d'apporter un complément au projet de recherche du (LRSE d'Oran), relatif à l'installation d'un réseau de surveillance de la pollution marine et des produits de la pêche.

## II – Pollution marine

### 1- Généralités sur les polluants

Une substance d'origine anthropique rejetée dans le milieu est un contaminant, si elle exerce des effets défavorables sur le plan biologique, il s'agit alors d'un polluant (Moriarty, 1990) ou d'un

xénobiotique (**Butler & Lowe, 1978**). Un polluant est donc un élément exogène qui se retrouve dans le milieu sous forme de matière organique ou minérale, soit dissoute, soit en suspension, soit plus rarement en émulsion. C'est un élément qui présente une concentration supérieure à la concentration naturelle dans un système non pollué, qu'il soit étranger au système (radioéléments artificiels, détergents, pesticides, bactéries fécales, etc) ou au contraire, familier au système (éléments minéraux ou organiques). Un polluant se caractérise par sa toxicité, sa persistance dans le milieu, sa biodégradabilité et son action eutrophisante (**Marteil, 1974**).

Selon la définition donnée par le **GESAMP (1997)** (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution) dans le cas de l'environnement marin, une pollution désigne l'introduction directe ou indirecte par l'homme de substances ou d'énergie dans le milieu marin qui a ou peut avoir des effets nuisibles. Le terme de polluant est donc associé à l'apparition dans le milieu d'effets délétères.

La particularité de la pollution dans le milieu marin est qu'elle ne reste pas localisée comme cela peut arriver sur terre. Les substances polluantes se dispersent au grès des vents et de l'hydrodynamisme (courants, vagues, houles, marais). De plus, si elles peuvent passer facilement de la terre vers la mer, la plus grosse part des polluants ne peut pas passer de la mer vers la terre : ces substances qui arrivent dans le milieu marin y sont piégées.

Actuellement, la pollution aquatique est devenue une préoccupation du fait de l'observation de conséquences défavorables sur les écosystèmes et les organismes. Malgré cette prise de conscience, la dégradation de l'environnement marin continue à s'intensifier. L'histoire de la pollution aquatique remonte au tout début de l'histoire de la civilisation humaine. En effet, la production et les émissions de polluants sont souvent dérivées des activités humaines, telles que l'agriculture (les fertilisants, pesticides et produits agrochimiques), l'industrie (les métaux lourds, les éléments traces et les composés organiques), l'urbanisme (agents pathogènes, substances organiques, métaux lourds et éléments traces contenus dans les eaux usées), le tourisme (détritus plastiques sur les côtes), etc... (**Larno, 2001**)

Les sources de pollution de l'environnement marin sont donc multiples (Fig. 55). Elles englobent aussi les sédiments sur lesquels divers polluants peuvent s'adsorber, l'eutrophisation qui peut entraîner d'importants changements dans la composition des communautés marines, et les blooms algaux qui peuvent être toxiques vis-à-vis des autres organismes aquatiques et des humains, les activités aquacoles qui peuvent décharger des effluents riches en agents polluants et la pollution biologique (espèces introduites) qui peut causer des problèmes. Ces divers polluants et sources de pollution peuvent avoir des impacts sur la physiologie, la reproduction, le système immunitaire, le système endocrinien des organismes, des effets tératogènes, etc (**Islam & Tanaka, 2004**).

## 2- Types de polluants

Les polluants sont classés en deux types principaux :

- **Les polluants conservatifs** qui ne sont pas éliminés du milieu, qu'ils soient dissous dans l'eau ou fixes sur le matériel particulaire ; ce sont les métaux (composés inorganiques) et les polluants organiques non biodégradables. La classification de Polluants Organiques Persistants (POPs) regroupe tous ces polluants conservatifs (HAPs, PCBs, dioxines, furans, dieldrine, chlordane, DDT, HCH, HCB, lindane, endrine, aldrine, Mirex, toxaphene, chlordeone, heptachlore) (Ademe, 2004);

- **Les polluants non conservatifs** qui, à terme, disparaissent : ce sont la matière organique, les sels nutritifs, les bactéries, les virus, les polluants organiques biodégradables (certains hydrocarbures, détergents et produits phytosanitaires).

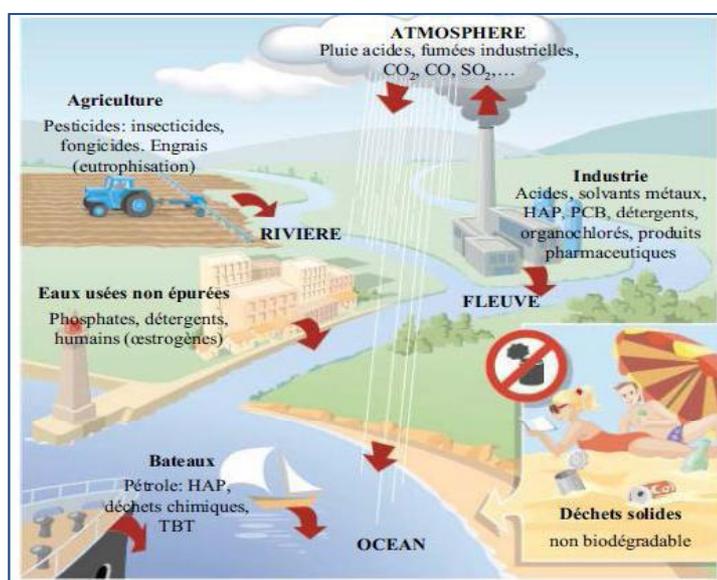


Figure 55: Sources de polluants dans l'environnement

### 2.1- Mode d'apport

Les polluants rejetés dans l'environnement peuvent parvenir au littoral de manière ponctuelle ou diffuse. Trois modes principaux d'apports existent (Marteil, 1974) :

- **Les apports à partir de navires** constituent des rejets de dragage et des rejets communs dus au fonctionnement même des bateaux (ordures, eaux usées, hydrocarbures) auxquels s'ajoutent les substances actives des peintures antisalissure diffusant dans le milieu ;
- **Les apports à partir de la terre** surtout véhiculés par l'eau douce par le biais des rivières, du ruissellement et de la nappe phréatique, par le biais des rejets directs d'eaux usées urbaines ou industrielles, des rejets d'effluents épurés et des écoulements des réseaux pluviaux ;
- **Les apports d'origine atmosphérique** constitués de retombées sèches ou d'éléments particuliers et dissous véhiculés par les pluies. La contamination de l'atmosphère provient de la

mise en suspension de poussières et d'émissions gazeuses de diverses origines : installation de combustion industrielles ou particulières, procédés industriels, transport routier.

### III - Les métaux traces

#### 1- Introduction

L'introduction des métaux traces dans les eaux de surfaces, dans les sols et dans les sédiments peut être le fait de processus naturels (érosion et altération puis transport et dépôts à l'échelle de bassins versant). Cette proportion de ces éléments provenant des processus naturels d'altération et d'érosion est appelé « fond géochimique ». Néanmoins, la majorité des contaminations métalliques, quelque soit le compartiment affecté, reste imputable à l'anthropisation (**Chaney et al., 1997**). .

Actuellement, une importante gamme de contaminants existe dans l'environnement, tels que les métaux lourds, les substances combustibles, les déchets dangereux, les explosifs et les produits pétroliers. Ils représentent un problème différent des contaminants organiques : contrairement à ces derniers, ils ne peuvent pas être dégradés par les microorganismes, ils doivent être « immobilisés » ou extraits. Ils contaminent de nombreux sites à travers le monde. Ils proviennent de la combustion des charbons, pétroles, ordures ménagères, de l'épandage de boues sur les sols agricoles et de certains procédés industriels (métallurgie des métaux non ferreux notamment) (**Chaney et al., 1997**). Le potentiel de stockage des sols et des eaux pour les éléments toxiques est d'autant plus considérable que leur temps de demi-vie est très élevé, d'ordre séculaire voire millénaire (Tab. 46).

**Tableau 46 :** Temps de demi-vie de quelques éléments toxiques polluants majeurs des sols et des eaux (**Levin & Kimbal, 1984**).

Elément	Temps de demi-vie	
	Eau (en jours)	Sols (en années)
Arsenic	415	2000
Cadmium	nd	280
Chrome	nd	6300
Cuivre	560	860
Mercuré	340	920
Nickel	nd	2300
Plomb	25	1700
Zinc	550	2100

(nd : non déterminé)

#### 2- 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  $2,5.10^{12} \text{ m}^2$ , alors que son bassin versant représente  $1,8.10^{12} \text{ m}^2$ . 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. 56) qui comptent plus de 450 millions résidents 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 21ème siècle (AEE, 1999).



**Figure 56:** 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).

## Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

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. 57).

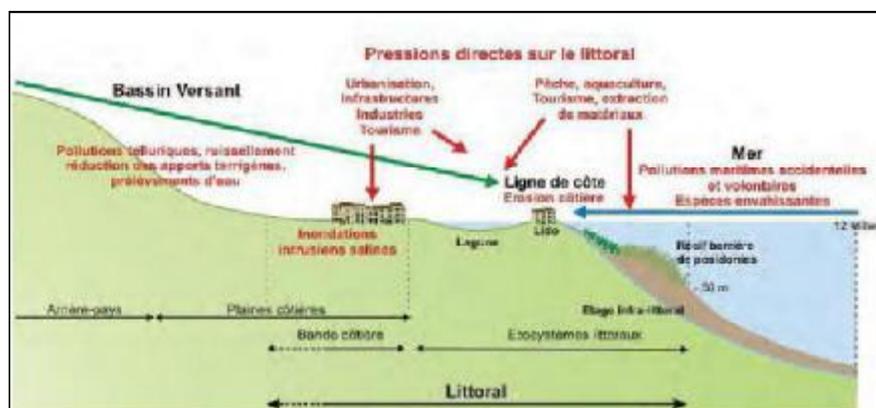


Figure 57 : Les pressions sur le littoral (Source : Plan Bleu, 2009).

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. 58) (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**).



**Figure 58:** • 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<sup>-1</sup> p.s.), l'Atlantique et la Manche (Tab. 47).

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

Dans cette étude, cinq métaux ont été choisis (Mercure, le cadmium, le plomb, le cuivre et le zinc). Pourquoi distinguer ces cinq métaux ? Pour les trois premiers, il y a d'une part une raison historique. Les premiers biochimistes ont distingué ces trois 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 trois 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).

**Tableau 47 :** Comparaison des concentrations pour les 5 métaux étudiés chez les mollusques bivalves des deux réseaux de surveillance français. Concentrations exprimées en mg.kg<sup>-1</sup> de poids sec de chair (RNO, 1974-2004; Andral & Stanisiere, 1999; Andral et al., 2001).

	<b>Hg (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>		<b>Pb (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>		<b>Cd (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>		<b>Cu (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>		<b>Zn (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	
	<b>Moy.</b>	<b>Min-Max</b>								
<b>RNO Méditerranée</b>	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
<b>RNO Atlantique</b>	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
<b>RNO Manche</b>	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
<b>RINBIO 1998</b>	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
<b>RINBIO 2000</b>	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 le littoral français.

Une autre étude réalisée sur la moule bleue *Mytillus 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. 48).

**Tableau 48** : Trace de métaux contenus dans la moule bleue *Mytilus 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	<b>Tuncer &amp; Yaramaz, 1982</b>
Côte portugaise	Cd: 1,25µg/g ph Zn: 542 µg/g ph	<b>Coimbra et al. ; 1999</b>
Mer Tyrrhénienne	Cd: 0,23-0,77 µg/g ps Pb: 1,19-4,29 µg/gps	<b>Conti &amp; Cecchetti, 2003</b>
Lagon de Venise	Cd: 0,05-4,65 µg/g ps Pb: 6,18-80,26µg/g ps	<b>Conti &amp; Cecchetti, 2003</b>
Mer Egée -Turquie	Cd: 0,04-0,52 µg/g ph Pb: 0,49-1,72 µg/g ph	<b>Sunlu, 2006</b>
Baie de Mali Ston (Est Adriatique)	Cd: 1,15 µg/g ps Hg: 0,15 µg/g ps Pb : 1,09 µg/g ps	<b>Kljatovic-Gaspic et al.; 2007</b>
Golfe de Taranto (mer ionienne)	Cd: 0,23-0,77 µg/g ps Pb: 1,19-4,24 µg/g ps	<b>Cardelicchio et al., 2008</b>
Baie d'Oran	Cd: 0,67µg/g ph Pb: 1,5 µg/g ph Zn : 89,29 µg/g ph	<b>Rouane et al. : 2012</b>
Note: Ps: poids sec; Ph: poids humide		

### 3- Situation générale de la pollution du bassin algérien

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 Km<sup>2</sup> 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 socio-économiques, génère de fortes pollutions multiformes (organique, chimique, thermique, bactérienne...) 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 milieu urbains en Algérie a permis de recenser 46 stations de traitement pour 15 000000 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 (**ONUDI**), 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.

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

---

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. 49).

**Tableau 49:** Concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) dans les sédiments portuaires en Algérie.

<b>Ports</b>	<b>HPT en mg kg p.s</b>
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 (Fig. 59). 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. 50).

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran



Figure 59: Côte algérienne avec les zones de préoccupation environnementale majeure et les «Points chauds» de pollution (Source: BDN Algérie, 2003).

Tableau 50: 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, Fertalge (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, Electro-industrie 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, Ferroviar Arcelor Mittal, Centrale électrique, engrais azotés et phosphatés (I-D)
El Kala	Conserverie, Agroalimentaire, Galvatube, Aciérie, Centre d'enfutage (D)

Il existe d'autres altérations de l'écosystème marin qui proviennent (Chouikhi, 1993) :

- Des usines chimiques : l'unité d'électrolyse de zinc de Ghazaouet, complexes textiles d'El-Kerma et de Draa Benkhadda,...

- Complexe ASMIDAL de la ville d'Annaba pour les composés azotés et phosphatés
- Des usines pétrochimiques (complexe de SONATRACH du golfe d'Arzew, Alger, Bejaia, Skikda) (principales sources de pollution par les hydrocarbures, les métaux lourds et les composés organiques, l'acide sulfurique, les matières fibreuses et les substances chromiques, les éléments basiques, les composés azotés, les cyanures, les catalyseurs usagés et les goudrons, la soude, les pesticides, les détergents les organo-chlorés).
- l'entreprise ENPEC de La région centre se caractérise, quant a elle, par une forte production de déchets de plomb et le stockage d'accumulateurs au plomb (350000 t).
- Des centrales thermiques (Marsat El-Hadjadj, Cap Djinet, Alger.), les eaux de refroidissement des unités de SONELGAZ augmentent la température des eaux marines et leur teneur en chlore.
- Des usines de conserveries et de pâte à papier (Bejaia, Mostaganem, Chlef).
- Des rejets d'eaux usées non traitées ou insuffisamment traités à proximité des agglomérations côtières.
- De l'usage non sélectif des pesticides qui commence à menacer certaines parties du littoral, et qui risque de devenir l'un des principaux problèmes environnementaux de la côte algérienne

Une synthèse bibliographique des travaux relatifs à la pollution marine est réalisée par **Grimes (2003)** dans le cadre du Bilan et Diagnostic National révèle dans divers secteurs de la côte algérienne, de fortes teneurs en polluants métalliques dépassant, souvent, les normes admises. Ces teneurs témoignent de sources de pollution très localisées.

- Des pics rencontres dans les sédiments du port de Ghazaouet, avec une prédominance du zinc ( $3540,59 \pm 1206,33 \mu\text{g/g}$ ), contamination causée par l'usine d'électrolyse de zinc (Metanof), suivie du mercure ( $3,87 \pm 1,79 \mu\text{g/g}$ ) et du plomb ( $177,39 \pm 103,29 \mu\text{g/g}$ ). L'indice de contamination pour ces trois métaux classe le port comme zone a risque pour l'environnement marin.
- Les sédiments du port d'Oran, révèle de fortes valeurs, notamment pour le mercure :  $0,47-1,21 \mu\text{g/g}$  ( $0,83 \pm 0,31 \mu\text{g/g}$ ), le cuivre :  $64,95-119,7 \mu\text{g/g}$  ( $88,74 \pm 23,07 \mu\text{g/g}$ ) et le zinc  $161,75-262,56 \mu\text{g/g}$  ( $217,85 \pm 41,94 \mu\text{g/g}$ ).
- De fortes concentrations en manganèse sont enregistrées dans les sédiments du port d'Arzew:  $105,79-203,4 \mu\text{g/g}$ , en zinc :  $30,72-211,2 \mu\text{g/g}$  et en plomb:  $163,8-187,85 \mu\text{g/g}$ . Ces concentrations s'expliquent par les apports des égouts à l'intérieur même du port et de ses limites immédiates. Ces apports proviennent des usines implantées dans cette zone (usine de liquéfaction, raffinerie,...). Dans l'autre port de Bethioua, la contamination des sédiments ne semble pas conséquente, même si on note des valeurs situées entre  $167,25$  et  $127,77 \mu\text{g/g}$  pour le plomb. La situation de ce port au milieu du golfe d'Arzew et sa configuration à deux passes facilitent la circulation et le renouvellement des eaux et donc le lessivage des sédiments qui se fait en permanence. L'absence de rejets provenant du continent dans le port de Bethioua y réduit la charge polluante.

- Le port d'Alger montre des niveaux critiques, notamment pour le plomb :  $230,353 \pm 90,191$   $\mu\text{g/g}$ , le cuivre :  $112,01 \pm 39,93$   $\mu\text{g/g}$ , le zinc :  $338,342 \pm 103,737$   $\mu\text{g/g}$  et le cadmium :  $0,883 \pm 0,225$   $\mu\text{g/g}$ . Ces concentrations classent le port d'Alger comme la plus importante zone à risque du littoral algérien. On note le déversement de 24 rejets dans l'enceinte portuaire d'Alger. Le trafic maritime, l'activité portuaire, les apports de l'oued Seghir et les rejets urbains de la ville Bejaia déversent à l'intérieur du port. Dans ce port, hormis le zinc ( $186,93 \pm 61,11$   $\mu\text{g/g}$ ) qui présente des concentrations assez élevées, le reste des métaux étudiés sont comparables aux valeurs admises comme normales.
- Les concentrations des métaux lourds enregistrées dans les sédiments superficiels du port de Djendjen révèlent une contamination en mercure ( $0,09-1,29$   $\mu\text{g/g}$ ) et en manganèse ( $325,33-510,22$   $\mu\text{g/g}$ ); le reste des métaux présentent des moyennes normales. La contamination en mercure est probablement due à l'activité portuaire et à l'activité de la centrale électrique de la SONELGAZ. Par contre, les sédiments du port de Jijel sont contaminés en cuivre et en zinc et constituent une zone à risque en mercure, soit une moyenne ( $0,75$   $\mu\text{g/g}$ ) en dépassement des valeurs admises comme normales.

#### 4- Situation générale de la pollution du littoral oranais

La pression humaine le long du littoral est très importante et on estime que 50 % de la population oranaise vit à proximité de la mer. Cette proportion est en augmentation rapide. Environ 1,5 millions d'oranais résident en permanence sur la côte et près de dix fois plus en été avec l'arrivée des vacances (Boutiba et al., 2003).

Suite à une démographie galopante, et à une urbanisation effrénée, on note de jour en jour, la réduction catastrophique de la frange côtière de la corniche oranaise. Déjà entre les Andalouse et Ain El Turck en passant par Cap Falcon, des milieux d'un grand intérêt écologique, sont totalement transformés ou entièrement détruits par la réalisation d'ouvrages littoraux et complexes touristiques (Boutiba et al., 2003).

Par ailleurs, Oran, grande métropole et deuxième ville d'Algérie, est citée parmi les 120 principales villes côtières du bassin méditerranéen, qui sont dépourvues de systèmes d'épuration efficace. Ses égouts, où aboutit la majeure partie des déchets industriels, rejettent à la mer détergente et autres produits chimiques d'origine ménagère et/ou industrielle (Tab. 51) (Grimes 2010). Parmi ces produits, beaucoup sont très toxiques et inhibent la croissance et la reproduction des organismes marins. A cela s'ajoutent les déchets solides dont on peut trouver des amoncellements variés jusque sur les plages les plus éloignées (Maddagh, Cap Blanc, Ain El Turk à l'ouest, Ain El Franine, Kristel à l'est) (Boutiba et al., 2003).

La ville d'Oran qui est la quatrième ville polluante au niveau du littoral ouest algérien, s'étale sur une superficie de 2200 ha, avec une population dense estimée à 687 000 habitants (Bouderbala, 1997) et rejetant  $140\,000\text{ m}^3$  / jour d'eaux usées dont 90 / 100 rejoignent directement la mer (Bendahmane, 1995). La côte oranaise est relativement polluée. Toutes les espèces indicatrices qu'elles soient benthiques ou pélagiques, présentent des concentrations variables de métaux (Cd, Pb, Hg) et les organochlorés (PCB, DDT, et ses dérivés) réputés très toxiques, on notera que les

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

secteurs côtiers du Golfe d'Arzew sont fortement pollués que ceux de la baie d'Oran (**Boutiba et al, 1996**). Selon le **METAP (1994)**, des fortes teneurs en *E. coli* mesurées à l'extérieur du port d'Oran à proximité du plus important rejet d'eaux usées témoignent d'une contamination microbiologique du milieu. Des travaux plus récents, réalisés au sein de notre laboratoire LRSE, par **Kheraz (2003)** (Ain-El-Turck, Corales), **Sahnouni (2003)** (Les Andalouses, Cap Falcon), **Moufok (2005)** (Ain-El-Turck, Bou-Sfer) confirment une contamination microbiologique au niveau de la corniche oranaise (côté ouest), le même constat a été fait par au niveau de Krichtel (côté est) (**Hebbar; 2005**).

Le littoral ouest algérien regroupe quatre grands ports : Oran, Ghazaout, Arzew et Mostaganem ce qui lui confère un trafic maritime important (58000 navires / an passent le long de cette frange transportent 500000 tonnes d'hydrocarbures et 400000 tonnes de produits chimiques (**Taleb & Boutiba, 1996**).

**Tableau 51: Les différents oueds et rejets déversant dans le secteur Ouest (**Grimes, 2010**).**

Régions		Les Oueds, les Rejets et leur Emplacement
<b>Ghazaout</b>	<b>Golfe</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Oued de Ghazaout (se déverse au milieu du port) ; Oued la Tafna ;</li> <li>- Oued de Sidi Djilloul ; Oued el Hallouf.</li> <li>- Oued de Ghazaout (se déverse au milieu du port),</li> <li>- Systèmes d'égouts qui collectent les eaux usées domestiques (METAP, 1994),</li> </ul>
	<b>Port</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les rejets industriels de la METANOF (Entreprise Nationale des Métaux non Ferreux) et de la briqueterie de Touane (METAP, 1994).</li> <li>- Les rejets de 3 ports (Mers-El Kebir, d'Oran et de Kristel),</li> <li>- Les rejets domestiques de la ville d'Oran essentiellement chargées en matière organique et en détergents (METAP, 1993),</li> </ul>
<b>Oran</b>	<b>Golfe</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les rejets industriels des 375 unités industrielles de la ville d'Oran, des 108 unités de la zone industrielle d'Es Senia et des 29 unités de la zone industrielle de Hassi Ameur (METAP, 1993).</li> <li>- Rejets R1 et R2 à l'extérieur Ouest du port d'Oran (d'origine domestique),</li> <li>- Rejets R3, R4 et R5 au bassin de Ghazaout (d'origine domestique et industrielle),</li> <li>- Rejet R6 au bassin de Mostaganem (d'origine industrielle),</li> <li>- Rejet R7 au bassin de Ténés,</li> </ul>
	<b>Port</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rejets R8 et R9 au bassin de B éjaïa,</li> <li>- Rejet R9 bis au bassin de Skikda,</li> <li>- Rejets R10 et R11, 400 m à l'Est du port d'Oran.</li> <li>- Oued Chéelif ;</li> <li>- Oued Mahgoun ;</li> <li>- Rejets des eaux usées urbaines de la ville d'Arzew,</li> <li>- Rejets de Bethioua et de Mostaganem,</li> </ul>
<b>Arzew</b>	<b>Golfe</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rejets industriels (industries pétrochimiques) et ceux de la centrale thermique ;</li> <li>- Rejets du port pétrolier d'Arzew,</li> <li>- Rejets du port gazier de Bethioua</li> <li>- Rejets R1, R2, R3 et R4 au Bassin 1 (eaux usées domestiques),</li> <li>- Rejet R5 situe au niveau de l'oued Mahgoun (eaux domestiques et de l'hôpital),</li> </ul>
	<b>Port d'Arzew</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rejet R6 (bassin3) draine les déchets de l'usine de liquéfaction,</li> <li>- Rejet R7 (à l'extérieur du port) provient de la raffinerie et METHANOL,</li> <li>- Rejet R8 (à l'extérieur du port) provient de l'usine d'ammoniac (SONATRACH).</li> </ul>
	<b>Port de Bethioua</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rejet R1 à l'intérieur du port (eaux domestiques et pluviales),</li> <li>- Rejet R2 à l'extérieur du port (eaux domestiques, pluviales et surtout industrielles).</li> </ul>

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

Plusieurs émissaires des eaux usées (urbaines et industrielles) issues de l'agglomération oranaise sont installés dans le port et aux voisinages de celui-ci (**Sogreah Ingenierie, 1998**); nous citerons les principaux émissaires :

✓ des Genêts à l'Est du port (Fig. 60) qui reçoivent tous les affluents domestiques, les ruissellements pluviaux et affluents d'activité industrielle (artisanales) de la région est de la ville d'Oran (le quartier de Seddikia et le centre ville).

✓ et celui de Fort Lamoune à l'Ouest (Fig. 61), haut de 2,70 m et large de 2,50 m ; il reçoit les mêmes affluents de la région ouest, et prend son départ au niveau de l'EPEOR du ravin de Ras El Ain et se déverse au Fort Lamoune.

L'étude de l'assainissement des eaux usées de la ville d'Oran et ses régions limitrophes établie en 1998 dans le cadre de la mission A du Plan Directeur d'Assainissement et d'Aménagement (**PDAA, 1998**), réalisé par le Bureau d'Etude **SOGREAH INGENIERIE** (1998) a permis d'évaluer et d'estimer les charges polluantes des eaux usées rejetées (Tab. 52).

**Tableau 52: Rejets d'eaux usées (SOGREAH INGENIERIE, 1998)**

Année	1995		2005		2015	
	m <sup>3</sup> /j	%	m <sup>3</sup> /j	%	m <sup>3</sup> /j	%
<b>Rejets domestiques et collectifs</b>	52 284	88	18 3448	95	24 4426	94
<b>Rejets industriels</b>	6 933	12	9 584	5	14 845	6
<b>Rejets totaux</b>	59 217	100	193 032	100	259 271	100

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 Tlemcen, 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.



Figure. 60 : Emissaires des eaux usées des Genêts (Oran Est)



Figure. 61: Emissaire des eaux usées de Fort Lamoune (Oran Ouest)

### 5- Définition, rôles biologiques et utilisation des métaux lourds

Un métal est un élément chimique, caractérisés par une forte masse volumique supérieure à  $5 \text{ g.cm}^3$  (Adriano, 2001), bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité. Les métaux sont des composants de l'écorce terrestre dans laquelle on les rencontre généralement sous forme de minerais, associés entre eux sous forme d'alliages ou de solutions solides ou à d'autres éléments (oxygène, soufre, ...).

Dans les sciences de l'environnement, on parle trop souvent de façon abusive de métaux lourds pour l'ensemble des métaux et metalloïdes présents à l'état de traces quelles que soient leurs masses molaires. Ainsi, aujourd'hui, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation « métaux lourds » celle « d'élément trace métallique (ETM) ». En géochimie, les éléments dont la concentration est inférieure à  $100 \mu\text{mol kg}^{-1}$  sont appelés éléments traces par opposition aux éléments majeurs. Les éléments-traces sont essentiellement représentés par des métaux et des metalloïdes, c'est la raison pour laquelle les océanographes utilisent communément les termes "éléments-traces" et "métaux-traces" comme synonymes (Libes, 2009).

À cause de leur toxicité et de leur capacité à s'accumuler dans le biota, les Éléments Traces Métalliques (ETMs) sont des facteurs polluants importants pour les écosystèmes aquatiques. Une des propriétés majeures des ETMs, et qui les différencie des autres polluants toxiques, est qu'ils

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

sont rémanents (non biodégradables) dans l'environnement. Les volcans, de même que les incendies de forêts, sont des sources naturelles importantes de métaux pour le milieu aquatique. Les activités anthropiques sont également largement responsables de la contamination des écosystèmes aquatiques par les ETMs : le lessivage des sols agricoles contenant des produits phytosanitaires à base de cuivre et d'arsenic, les rejets d'effluents et de fumées industrielles d'entreprises métallurgiques, la lixiviation des déchets stockés en décharge, les exutoires domestiques... sont autant d'exemples dans lesquels les ETMs se retrouvent finalement, à plus ou moins long terme dans le milieu aquatique naturel.

Les études portant sur le rôle et l'assimilation des éléments métalliques ont été réalisées majoritairement dans le but de comprendre l'impact des pollutions par les métaux sur les communautés marines. Dans la classification chimique de Mendeleïev (Tab. 53), cent neuf éléments sont décrits et parmi eux, quatre-vingt-deux sont des métaux. Certains éléments sont nécessaires au développement de la vie et sont appelés éléments essentiels ou oligo-éléments. D'autres, induisent des dysfonctionnements métaboliques, ils sont appelés éléments non essentiels ou métaux toxiques (Asso, 1982).

Dans les écosystèmes naturels, seuls quatre vingt dix éléments sont présents et parmi eux vingt six sont des éléments essentiels voire indispensable pour l'organisme vivant (C, H, O, N, S, P, Na, K, Mg, Ca, Cl, I, F, Fe, Zn, Br, Cu, Mn, Co, Si, Cr, Sn, As, V, Mo, Se). Quatorze appartiennent à la classe des métaux (Na, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cr, Ni, Co, Mo, V, Se). Ils interviennent dans la structure de molécules biologiques qui participent au métabolisme cellulaire comme le transport de l'oxygène par des pigments respiratoires (hémocyanine Cu, hémoglobine Fe) (Bryan, 1976), la structure de métalloenzymes (Cu, Co, Mn, Mo, Se, Zn) ou encore l'activité oxydoréductrice (Rainbow et al., 1990). Les organismes marins doivent donc contenir des quantités cellulaires suffisantes de ces différents métaux afin de maintenir le fonctionnement du métabolisme cellulaire.

Tableau 53: Classification périodique de Mendeleïev.

The image shows a color-coded periodic table of elements. The legend indicates the following categories:

- Background color:**
  - Blue = Metal
  - Pink = Metalloid
  - Green = Nonmetal
- Font color:**
  - Black = Solid states
  - Pink = Liquids
  - Yellow = Gases

The table is titled "The Periodic table of the elements" and is organized into Main groups (I-VIII) and Other groups (B). It includes Lanthanoids and Actinoids at the bottom.

A l'inverse d'autres éléments, tel que Pb, Cd, As, Hg, malgré leur affinité avec les groupes –SH et –NH dans les enzymes, ne présentent pas de fonction biologique reconnue jusqu'à présent et sont par conséquent considérés comme particulièrement dangereux et toxiques pour les écosystèmes, ainsi que pour l'homme (**Juste, 1994; Sigg et al., 2006**). Ces éléments nommés "PHE" (Potential Harmful Elements) par **Plant et al.; (1997)** et **Salvarredy-Aranguren et al.; (2008)**, parviennent dans l'environnement grâce à deux processus : l'un naturel, caractérisé par l'altération des minéraux de roches, les émissions volcaniques, la diffusion des aérosols naturels à partir du sol et de l'eau, et l'autre, anthropique, englobant les apports industriels (dominés principalement par les rejets des industries métallurgiques, l'extraction de minerai, la combustion de combustibles fossiles et la production de ciment), les apports agricoles (notamment par les fertilisants, les pesticides, les boues de stations d'épuration) et domestiques (par l'intermédiaire des produits chimiques et matériels que nous utilisons quotidiennement pour nos besoins).

Ces éléments non essentiels, en plus d'être toxiques pour les êtres vivants, peuvent induire des déficiences en éléments essentiels, au travers de la compétition pour les sites actifs des molécules importantes dans la physiologie des organismes (**Walker et al., 1996**). Les êtres vivants doivent donc mettre en œuvre des processus qui permettent de limiter l'accumulation de ces métaux ou de les stocker sous forme non toxique.

Les utilisations des métaux sont multiples et très diversifiées, depuis les additifs de plomb dans les carburants jusqu'aux sels d'argent de l'industrie photographique, au nickel ou au cadmium des batteries d'accumulateurs, au zinc des gouttières ou au chrome des aciers inoxydables, au cuivre de l'industrie électrique ou à l'arsenic des produits phytosanitaires. Les sources de contamination le sont par conséquent aussi. Durant toutes les phases d'élaboration, d'utilisation et/ou de recyclage de ces produits, des métaux sont rejetés dans l'environnement, soit directement dans les eaux continentales ou marines, soit dans l'atmosphère transportés par les vents, associés aux aérosols avant de se déposer par voie sèche ou humide à la surface de la terre ou de l'océan. Ainsi, les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents (sources naturelles) ou parce que certaines activités de l'homme favorisent leur dispersion (source anthropique). Enfin, ils présentent un danger potentiel pour le consommateur de produits marins du fait de leur possibilité de concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique.

#### **6- Les métaux existent sous différentes formes**

Dans les systèmes environnementaux comme les sols ou l'eau, les métaux lourds peuvent exister sous des formes chimiques variées (espèces) : libre, complexé avec un ligand « simple » organique ou inorganique, complexé avec un ligand colloïdal ou macromoléculaire, adsorbé ou incorporé à des particules en suspension, adsorbé ou assimilé par un organisme vivant (cf. Fig. 62). La répartition quantifiée du métal entre ces différentes formes physico-chimique définit sa spéciation. Cette spéciation conditionne son devenir et son transfert dans le milieu, ainsi que sa biodisponibilité et sa toxicité dans l'environnement (**Weber, 2006**).

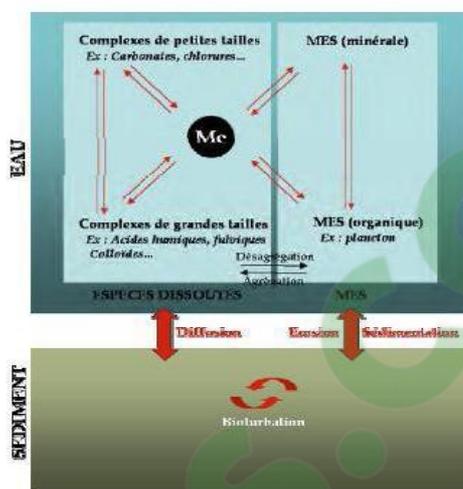
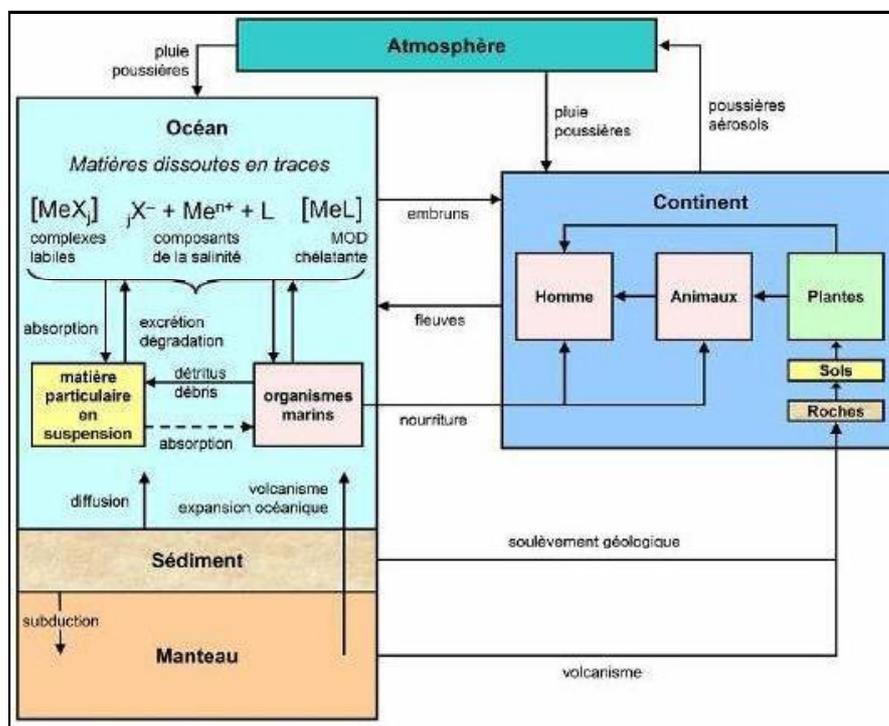


Figure 62: Représentations de la spéciation métallique à l'interface eau-sédiment (Lesven, 2008).

### 7- Les métaux dans les milieux aquatiques

Les métaux lourds peuvent être associés aux sédiments (Péna, 1989, Péna & Picot 1991, Frignani et al., 1997, Szefer et al., 1999, Müller, 2002, Bellucci et al., 2002, Glasby et al., 2004, Maanan et al., 2004), aux matières en suspension (Nienchesk et al., 2000), et être sous forme labile (encore appelée forme biodisponible) dans les eaux (Labonne et al., 2001, Virgilio et al., 2003).

Comme le montre la Figure 63, les éléments-traces sont introduits dans l'eau de mer *via* différents mécanismes comme le ruissellement et les apports fluviaux, le transport éolien, l'hydrothermalisme, les infiltrations d'eaux souterraines en zone côtière ou encore la diffusion à partir des sédiments, jusqu'aux apports externes constitués par les micrométéorites. Les apports fluviaux représentent la source majeure entrant dans l'océan mondial suivis par les flux atmosphériques et les flux hydrothermaux associés aux dorsales océaniques.



**Figure 63:** Modèle en boîtes résumant les voies de transfert et les réservoirs d'éléments-traces dans la machinerie continent-océan-atmosphère (Libes, 2009).

Les métaux lourds, sont présents dans le milieu marin de façon naturelle et certains sont mêmes essentiels au bon fonctionnement de nombreux processus biologiques. Cependant, de trop grandes concentrations de ces métaux, principalement des métaux dits non-essentiels, peuvent s'avérer toxiques pour les organismes aquatiques (Daby, 2006). Les rejets industriels et domestiques, l'activité minière et les eaux d'écoulement contaminées par les engrais et les pesticides utilisés en agriculture sont autant de sources ayant contribué à l'augmentation des concentrations de métaux lourds dans le milieu marin et surtout en zone côtière (Kaiser, 2001). Les polluants émanant de ces différentes sources contribuent d'une manière très significative à l'enrichissement des aérosols, de l'eau de mer et du sédiment en métaux traces tels que Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Mo (Azri et al. 1999, 2000; Illou, 1999; 2000 ; Zairi & Rouis, 1999; Daby, 2006). Les effets de ces rejets commencent à devenir perceptibles par les perturbations observées au niveau des paramètres physico-chimiques du milieu récepteur ainsi que l'appauvrissement de la faune et de la flore (Serbaji, 2000). Leur devenir environnemental, ainsi que leur impact potentiel sur les différents écosystèmes sont très dépendants de leurs interactions avec le milieu environnant (Gilbin, 2001).

D'Adamo et al., (2008), dans leurs travaux portant sur la pollution du lagon de Lesina en Italie, rapportent des concentrations de métaux lourds de cent à mille fois plus élevées dans les sédiments que dans l'eau.

Contrairement à d'autres polluants, comme les hydrocarbures dérivés du pétrole, et aux déchets qui envahissent l'environnement au vu de tout le monde, les métaux lourds s'accumulent subrepticement pour finir par atteindre des seuils toxiques). La nocivité des polluants métalliques est liée essentiellement à leur rémanence dans le milieu aquatique.

Les problèmes associés à la contamination par les métaux lourds ont été tout d'abord mis en évidence dans les pays industriellement avancés en raison de leurs déversements industriels plus importants, et spécialement à la suite d'accidents dus à une pollution par le mercure et le cadmium en Suède et au Japon (**Kurland et al., 1960; Nitta, 1972; Goldberg, 1979**).

Bien que le niveau des activités industrielles soit relativement moins élevé dans des régions moins développées comme l'Afrique, on y observe néanmoins une prise de conscience croissante de la nécessité de gérer rationnellement les ressources aquatiques et notamment de maîtriser les déversements de déchets dans l'environnement. Comme il est à prévoir que les activités industrielles et urbaines s'intensifieront dans toutes les régions du continent, cette question revêt désormais une importance encore plus grande.

Une fois arrivés dans l'environnement aquatique, les métaux se répartissent entre les différents compartiments de l'environnement aquatique (l'eau, les solides en suspension, les sédiments et le biote). Quelle que soit leur origine, leur voie d'accès à la mer et la forme chimique sous laquelle ils sont rejetés, les métaux lourds sont soumis, dès leur entrée dans le milieu marin (qui est un milieu tamponné dont le pH est de l'ordre de 8), à un ensemble de processus physico-chimiques (la dilution, l'advection, la dispersion, la sédimentation et l'adsorption/désorption) qui les distribuent et les répartissent rapidement dans l'eau, les sédiments et la microcouche de surface. L'accumulation des métaux dans les sédiments est la conséquence directe de la conjonction entre la capacité d'adsorption élevée de minéraux finement dispersés comme les argiles, ou les carbonates, et la charge électrique des ions métalliques (généralement cationiques). Comme ils peuvent s'accumuler dans les organismes au fil de la chaîne alimentaire. La répartition de ces différentes formes dépend de leur spécificité chimique (la spéciation), des substances dissoutes ou particulières présentes dans l'eau et des conditions physico-chimiques du milieu. L'abondance des métaux sous forme ionique libre est favorisée par une température élevée ainsi qu'un pH acide.

La formation de complexes avec les matières organiques dissoutes (COD, substances humiques...) est largement décrites dans la littérature en particulier pour le cuivre dont la toxicité est ainsi réduite mais les métaux peuvent également interagir avec des hydroxydes et des carbonates dont la solubilité est modifiée par le pH. Ils peuvent aussi être adsorbés sur des matières en suspension (matières organiques, bactéries...) et entrer en compétition avec des ions présents naturellement dans les milieux aqueux (Ca, Na, Mg, K...) (**Hollis et al., 1996 ; Hollis et al., 1997**)

Il a été montré pour plusieurs ETMs (Zn, Cu et Cd) que la forme la plus toxique était l'ion libre (**Andrew et al., 1977; Brand et al. 1983, 1986; Wild, 1993; Campbell, 1995**). Par exemple, pour le cuivre,  $\text{Cu}^{2+}$  et, dans une moindre mesure,  $\text{Cu}(\text{OH})^+$  sont considérés comme les formes les plus rapidement assimilées par les organismes alors que  $\text{Cu}(\text{CO}_3)(\text{aq})$  et  $\text{Cu}(\text{OH})_2(\text{aq})$  apparaissent

beaucoup moins biodisponibles (Luoma, 1983). Toutefois, l'assimilation des métaux et leur tolérance peut s'avérer très variable suivant les espèces biologiques considérées (Williams *et al.*, 1991; Masnado *et al.*, 1995; Baudrimont *et al.*, 2003).

Shafer *et al.* (1999) ont montré une corrélation positive entre la fraction dissoute de Zn et les concentrations de Carbone Organique Dissous (COD), indiquant que le COD peut adsorber les métaux et ainsi les maintenir dans la phase dissoute. De plus, de nombreux travaux (Muller, 1996; Kozelka & Bruland, 1998; Ellwood & Van Den Berg, 2000 ; Van Veen *et al.*, 2001) ont montré qu'une fraction des ETMs dissous était présente en tant que complexes organiques dans les eaux marines et fluviales. Mantoura *et al.* (1978), par des études d'isolement d'acides fulviques de rivières, et Tipping (1994), par modélisation, ont suggéré que, dans le cas du cuivre, les complexes organiques représenteraient l'espèce chimique dominante dans les systèmes fluviaux ; cette complexation organique pouvant atteindre 100 % du Cu total dissous (Donat & Bruland, 1995). Ces complexes, formés par l'ion libre métallique en présence de ligands organiques, ont été décrits comme diminuant la biodisponibilité des ETMs dans les systèmes fluviaux (Anderson & Morel, 1978; Vink, 2002). Les sulfures peuvent également former des complexes avec les ions libres et ainsi réduire la biodisponibilité des ETMs (Rozan & Benoit, 1999).

D'autre part, la biodisponibilité des ETMs dissous peut être affectée par des processus de compétition. Par exemple, en prenant en compte la différence de liaison de Pb et Cd sur les substances humiques; Pb(II) sur des sites spécifiques et Cd(II) par des liens électrostatiques], Pinheiro *et al.*, 2000 ont montré que la présence de  $Al^{3+}$  en solution, en formant des complexes prioritaires avec la matière organique dissoute, d'une part, modifiait largement la concentration de Pb(II) en solution en réduisant la quantité de Pb lié ; d'autre part, modifiait les liaisons de Cd(II) avec la matière organique mais sans modifier la concentration de Cd en solution. Ainsi, en fonction des conditions de pH, cette compétition favoriserait une augmentation à la fois de la biodisponibilité (et donc de la toxicité) de Pb d'un facteur 2 à 3 et du transport de Cd.

#### 8- Voies d'assimilation des métaux

Les métaux traces présent dans le milieu aquatique, sont piégés par les organismes aquatiques par deux voies principales, à partir de l'eau (voie directe) et à partir de la nourriture (voie trophique). L'assimilation des métaux par ces organismes à partir de l'eau de mer est influencée majoritairement par la forme sous laquelle ils se trouvent. De façon moindre la présence d'agents chélatants, le pH, la température, la salinité, les conditions d'oxydoréduction interviennent également (Bryan, 1976, Mantoura *et al.*, 1978).

Ces différentes formes vont être plus ou moins absorbées par les poissons en fonction de leur caractère hydrophobe et de leur affinité avec les sites d'absorption. L'absorption des métaux chez les poissons se situe principalement au niveau des ouïes, du tractus digestif et de la peau.

## 9- Biodisponibilité et transfert des métaux chez les organismes aquatiques

### 9.1- Notion de biodisponibilité et spéciation

La biodisponibilité métallique est un concept qui résume l'aptitude d'un métal à être transféré du milieu aquatique vers le compartiment interne des organismes et risquant, ainsi, d'engendrer un effet toxique (Simple *et al.*; 2004). Ce transfert s'effectue essentiellement par l'intermédiaire de l'absorption qui dépend, à la fois, à la mobilité et liberté du métal dans le milieu et de l'organisme vivant considéré. Le diagramme de Mc Geer *et al.* (2004) présente clairement la complexité de la phase d'exposition qui engendre la phase d'internalisation (Fig. 64). Le métal est dit bioaccessible s'il est sous une forme environnementale disponible (spéciation, dissolution) pour être en contact avec l'organisme et s'adsorber sur la paroi biologique. Il est ensuite dit biodisponible à partir du moment où il est absorbé, bioaccumulé, biconcentré par l'organisme avec la possibilité d'être distribué, métabolisé, éliminé, accumulé, détoxifié et actif envers les sites d'action toxiques.

En ce qui concerne la spéciation des métaux en solution, on distingue la spéciation physique, c'est-à-dire la forme sous laquelle se trouve le métal (dissoute, colloïdale, particulaire), de la spéciation chimique qui s'intéresse aux différentes espèces du métal dans la solution (espèces libres, complexées...) et à ces états d'oxydation (Twist *et al.*, 2000).

Les termes «bioaccumulation» (1) et «bioconcentration» (2) signifient précisément l'accumulation nette du métal dans l'organisme, respectivement (1) via le biais de tous les compartiments d'exposition (air, eau, sédiment, réseau trophique) ou (2) par capture directe à partir de l'eau uniquement (Fairbrother *et al.*; 2007)

La biodisponibilité ne conduit pas systématiquement à la toxicité mais indique le grand risque d'action toxique possible par le métal. Elle dépend d'une multitude de facteurs biotiques et abiotiques tous importants:

- Les propriétés intrinsèques du métal (solubilité, spéciation chimique, concentration),
- Les caractéristiques du milieu (taille des colloïdes et des particules, oxygénation, pH, conductivité, dureté, teneur en calcium, magnésium et carbone organique dissout),
- Conditions d'expérience (la température, la luminosité),
- La fréquence et la dureté d'exposition,
- Les critères biologiques de l'organisme (récepteurs biologiques, voies d'absorption, affinité et rôle du métal pour l'organisme)

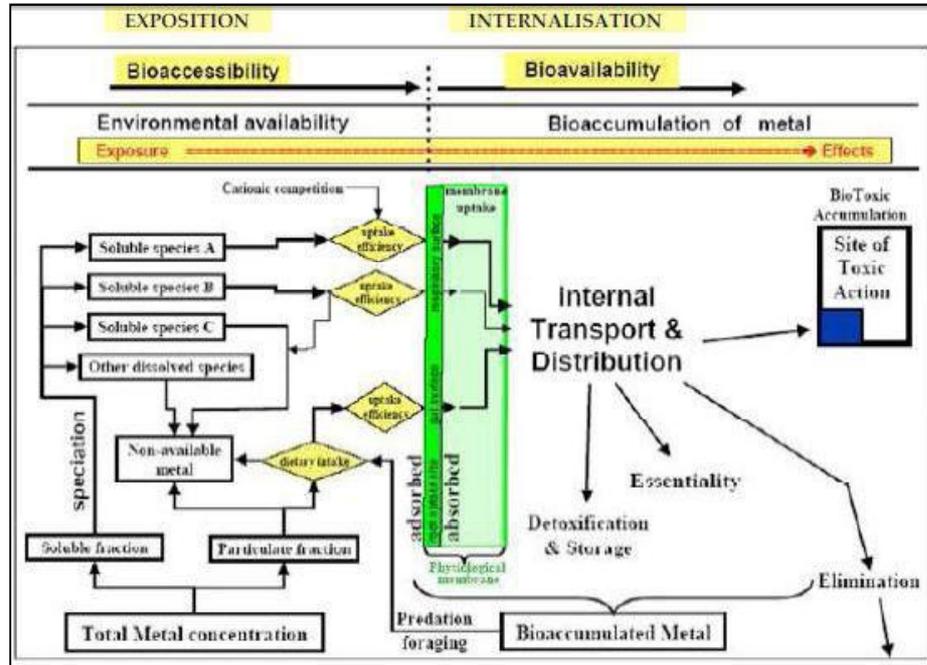
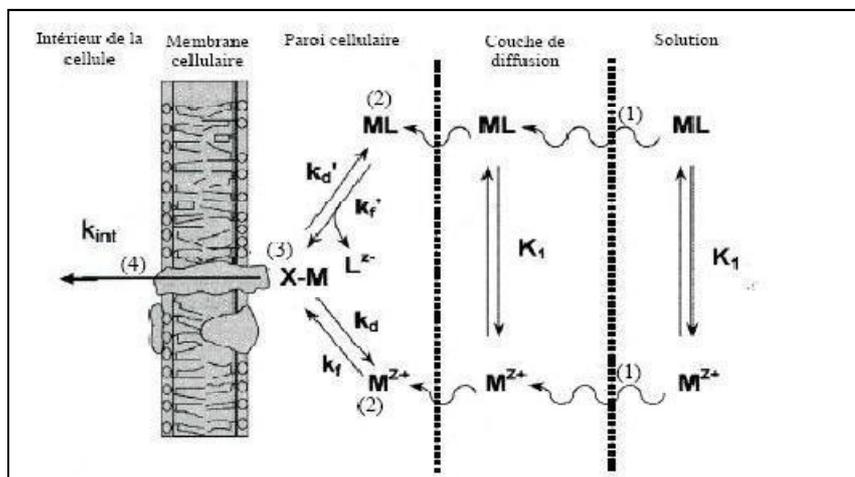


Figure 64 : Diagramme conceptuel des processus contrôlant la bioaccessibilité, la biodisponibilité et la bioaccumulation, toxique et bénigne, des métaux (Mc Geer, 2004).

### 9-2 Transfert des métaux vers les organismes aquatiques

La composition biochimique des membranes biologiques varie d'une espèce à l'autre et même d'un tissu à l'autre (Simkiss & Taylor, 1995). Elles présentent toutefois des caractéristiques communes comme leur caractère hydrophobe, l'omniprésence de phospholipides et de protéines ainsi que l'existence de transporteurs et/ou de canaux ioniques. Ces caractéristiques sont primordiales dans le processus de bioaccumulation métallique qui s'effectue en trois étapes principales (Fig. 65) :

- Une phase advection/diffusion du métal (et ses complexes) dans la solution « baignant » l'interface entre la membrane biologique et le milieu d'exposition. Elle est fonction de la concentration du métal en solution (et ses complexes) et de la chimie des équilibres qui s'établissent à l'interface entre l'organisme et son milieu.
- Une phase de complexation avec le site de surface. Elle repose sur une forte électropositivité des métaux ( $M_{2+}$ ) qui vont pouvoir se fixer sur de nombreux constituants tels que les groupements sulfhydryles, les ponts disulfures des protéines, les têtes polaires des phospholipides, etc...



**Figure 65:** Modèle conceptuel des interactions entre les métaux et les organismes aquatiques (Campbell & Couillard, 2004).

**Légende:** MZ+: ion métallique libre; ML: complexe métallique en solution; M-X-Membrane: complexe métallique de surface; K1: constante d'équilibre pour la formation de l'espèce ML; Kf, Kf': constantes d'équilibre de formation du complexe de surface; Kd, Kd': constantes d'équilibre de dissociation du complexe de surface; Kint: constante de vitesse pour l'assimilation du métal. Les charges sur les complexes ne sont pas indiquées.

- **Une étape de transport** à travers la membrane biologique (Fig. 66). De nombreux mécanismes de transport des métaux à travers les membranes biologiques ont été mis en évidence : (i) La diffusion passive à travers la membrane des complexes métalliques lipophiles (Luoma, 1983; Phillips & Rainbow, 1994; Anandraj et al., 2002). (ii) Un transport facilité impliquant un transporteur transmembranaire protéique ou un canal transmembranaire. (iii) Un transport facilité d'un complexe métallique (cations liés à des anions) via un transporteur d'anion relativement peu sélectif. (iv) Un mécanisme d'endocytose correspondant à l'internalisation des complexes métalliques par un processus d'invagination de la membrane, créant une vacuole. Pour les métaux présents en phase dissoute, c'est généralement la voie (ii) qui domine, aussi bien pour les métaux essentiels pour lesquels il existe des systèmes de transports facilités (maintien de l'homéostasie) que pour les métaux non essentiels qui réussissent à tromper les systèmes de transport cationique. Une exception notable à ce principe général concerne le mercure inorganique qui traverse aisément les membranes biologiques (Boudou et al., 1991) par simple diffusion passive (voie (i)) pour les formes neutres (les chlorocomplexes possédant les plus fortes aptitudes à franchir la barrière hydrophobe) ou grâce au transport des anions halogénés (voie (iii)) (Laporte et al., 2002). De plus, les transporteurs d'acides aminés apparaissent comme les principaux mécanismes impliqués dans les flux trans-membranaires de la forme méthylée (Clarkson, 1994). Pour les métaux présents en phase particulaire, c'est la voie (iv) qui prédomine. Les métaux particuliers vont en effet être réellement assimilés uniquement après ingestion de la particule et solubilisation du métal. Cette étape de solubilisation peut se produire directement dans le tractus digestif ou dans les vacuoles créées par invagination de la membrane biologique. Dans ces deux cas, les conditions physico-chimiques (pH, oxydoréduction...) vont favoriser la solubilisation des métaux

initialement liés à la particule. Une fois solubilisés, les métaux doivent franchir la membrane digestive ou vacuolaire selon les mêmes processus cités ci-dessus (Campbell & Couillard, 2004).

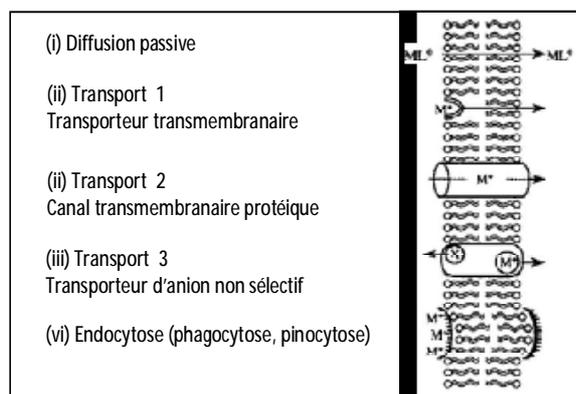


Figure. 66: Mécanismes membranaires permettant l'entrée des ions métalliques (Modifié d'après Simkiss & Taylor, 1989).

#### 10- 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 & 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 & 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 & Lassus, 1989; Wang & Fisher, 1998b).

#### 11- 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 & 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. : sélénure de mercure). Enfin, ils peuvent être pris en charge par des protéines de faible poids moléculaire, comme les métallo-thionéines, 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 & 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 (Tab. 53).

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.

## 12- Bioaccumulation et biomplification des métaux dans les réseaux trophiques

Afin de comprendre le comportement des contaminants dans l'eau et d'évaluer l'exposition des organismes aquatiques à ces substances, on utilise des marqueurs de bioaccumulation. La bioaccumulation d'un contaminant dans les tissus d'un organisme est un biomarqueur d'exposition à cette substance (NRC, 1987; WHO, 1993). Elle reflète la distribution du contaminant ou de ses métabolites dans l'organisme. L'accumulation des substances chimiques dans les organismes dépend de plusieurs mécanismes :

- la bioconcentration qui représente le ratio de concentration entre l'organisme et l'eau à l'équilibre.
- la biomagnification qui est le ratio entre l'absorption du polluant via l'aliment et son élimination par l'organisme.

Lorsque l'on mesure la bioaccumulation d'un composé dans un organisme, il est important de tenir compte de sa biodisponibilité qui est définie comme sa fraction dans l'eau susceptible d'être absorbée par l'organisme et de s'accumuler dans ses tissus (Belfroid *et al.*, 1996). L'accumulation d'une substance dans un organisme va également dépendre de sa capacité à le métaboliser et à l'éliminer. C'est ce qu'on appelle la biotransformation qui peut réduire la toxicité d'une substance en l'éliminant ou au contraire l'augmenter en la métabolisant sous forme active.

La bioaccumulation d'un composé dans un organisme est typique de ce composé, du milieu aquatique dans lequel il se trouve et de l'organisme cible. Même en l'absence de toxicité aiguë ou chronique avérée, la bioaccumulation d'une substance est un résultat en soit car certains effets ne sont mesurables qu'à un stade plus tardif ou bien se manifestent aux générations suivantes ou à un stade plus haut de la chaîne alimentaire.

Des études menées « in situ » ont révélé une augmentation des concentrations de certains polluants, au fur et à mesure des différents maillons de la chaîne trophique: la bioamplification. Le prédateur concentre une substance (ou un élément) à un niveau supérieur à celui où il se trouve dans sa proie. Cette amplification a été constatée pour plusieurs contaminants organiques et dans le cas des métaux, pour la forme méthylée du mercure (Fowler, 1982). Quasi-unanimement reconnu par les scientifiques pour le mercure, plus particulièrement pour les dérivés organiques, ce concept est très discuté pour les autres contaminants métalliques, voire contesté. Pour Ramade (1977), la rémanence d'un contaminant associé à des transferts cumulatifs « proies contaminées - prédateurs » est à l'origine de ce processus. Au contraire, une dilution entre les échelons primaires et secondaires a été montrée à plusieurs reprises. La bioamplification des contaminants au sein des structures biocénétiques ne peut être abordée par une approche mono-factorielle. Ce processus est lié à une conjonction de facteurs favorables (Boudou, 1982): concentration du contaminant dans le milieu, stabilité des conditions, aptitude du contaminant à franchir les barrières biologiques, rémanence de la molécule à l'égard des mécanismes de dégradation (abiotiques et biotiques), transferts trophiques, types de réseaux alimentaires, durée de vie, etc. En fait, la bioamplification est due à une intégration de l'ensemble de la structure biologique des écosystèmes (réseaux alimentaires) (Fig. 67).

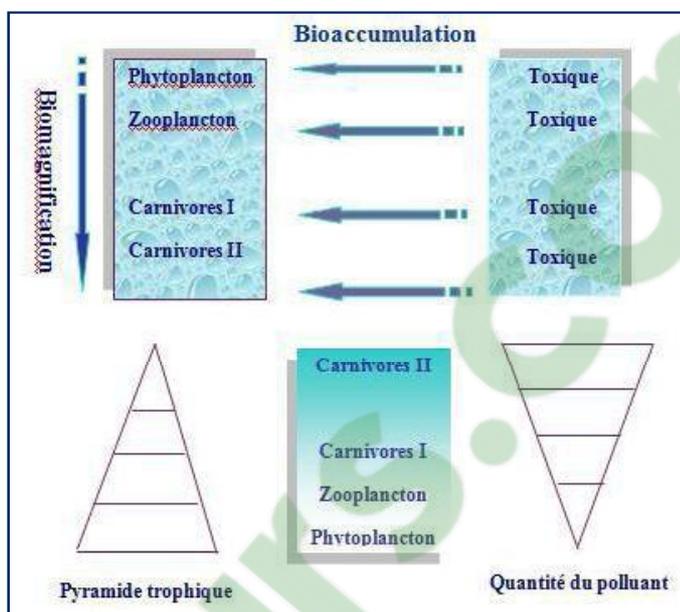
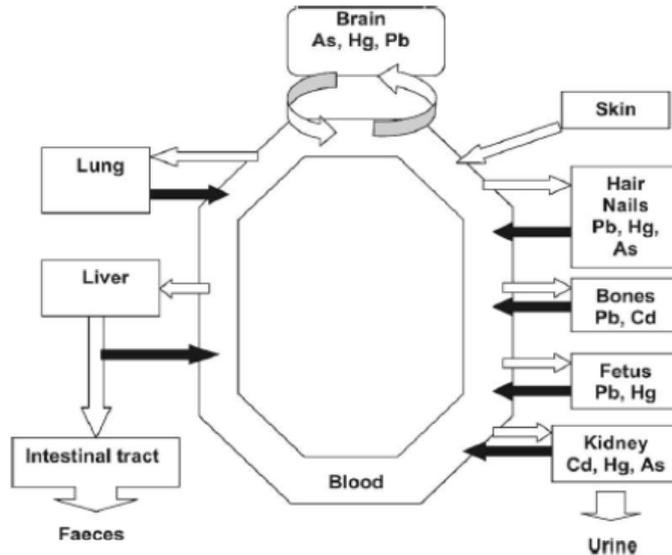


Figure 67 : Voies d'accumulation et de transfert des polluants dans les maillons de la chaîne trophique (Ramade, 1979).

### 13- Toxicité par les métaux lourds

La toxicité est la propriété du métal à provoquer des effets négatifs sur la biologie d'organisme vivant. Elle s'exprime de diverses façons car le métal peut agir librement sur diverses fonctions biologiques. Elle n'est pas systématique dès le contact ou la pénétration du métal dans l'organisme. En effet certains métaux, comme le Co, Mn, Se, Mo, Cu et Zn sont nécessaires à faibles doses, au développement des êtres vivants végétaux et animaux. Ils sont dits essentiels. Mais à fortes concentrations (comme les métaux non essentiels Cd, Cr, Pb, Hg, As, Sn) ils deviennent toxiques.

La toxicité d'un métal peut être influencée par un certain nombre de facteurs. La figure 68 illustre la répartition des métaux dans le corps humain. Parmi ces facteurs, on a ceux qui sont liés au contaminant (ou facteurs extrinsèques) tel que la nature du métal, spéciation chimique, organotropisme, biodisponibilité, etc., ces métaux peuvent agir en se liant à divers ligands contenant des groupements thiols ce qui peut conduire au blocage des groupes fonctionnels des molécules importantes tel que les enzymes, les polynucléotides, ils peuvent entraîner en outre la substitution des métaux essentiels. A ces facteurs, s'ajoutent des facteurs intrinsèques liés à l'âge, le sexe, l'état nutritionnel, les conditions d'expositions et la variabilité génétique, etc. L'ensemble de ces facteurs peut influencés sur la charge corporelle d'un métal, sa distribution tissulaire et ses effets nocifs (Kakkar & Jaffery, 2005).

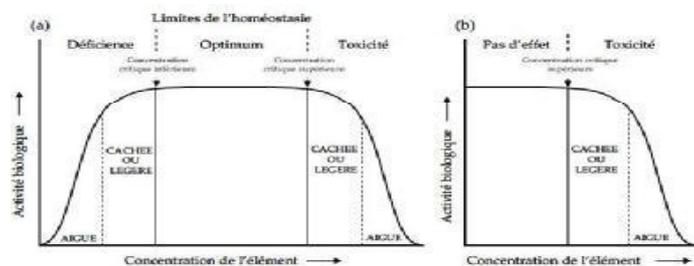


**Figure 68:** Répartition des métaux lourds dans le corps humain (Kakkar & Jaffery, 2005).

(N.B: **Brain:** cerveau; **Bones:** os; **Liver:** foie; **Skin:** peau; **Kidney:** rein; **Intestinal tract:** tractus intestinal; **Hair:** cheveux; **Lung:** poumon; **Faeces:** fèces; **Nails:** ongles; **blood:** sang; **Urine:** urine.)

A trop faible ou à trop forte concentrations en éléments essentiels, des effets indésirables sur la santé de l'organisme apparaissent respectivement par déficience ou par toxicité (Fig. 69a). Entre ces deux bornes, la santé de l'organisme est dans un équilibre optimal (Homéostasie). Dans le cas des éléments non essentiels (Fig. 69b), la concentration est tout d'abord régulée par l'organisme, afin de maintenir une bonne santé, or lorsque le seuil critique est dépassé, il peut se produire une toxicité aigue.

Ainsi, une biodisponibilité sans limite, quel que soit le métal, conduira inéluctablement à la toxicité (Fig. 69). Cependant, les effets n'apparaissent pas nécessairement dès les premières traces de métal dans l'organisme. Ils apparaissent probablement après un temps de latence qui n'est pas contrôlé et qui dépend de la sensibilité de la fonction biologique mesurée (Alloway & Ayres, 1993



**Figure 69:** Courbe dose-réponse pour (a) un élément essentiel et (b) un élément non essentiel (Alloway & Ayres (1993)).

La toxicité attribuée aux métaux vis à vis des poissons peut être aiguë ou chronique. La toxicité aiguë est surtout observée avec les métaux sous formes ioniques, très solubles, capables de se lier aux enzymes et ainsi de modifier les processus biologiques. Cependant, ces effets sont difficilement quantifiables car ils affectent des systèmes présentant des seuils de vulnérabilité variables (**Gombert et al., 2005**). La toxicité des ETMs affecte plusieurs niveaux d'organisation, s'étendant de la molécule à l'écosystème. Chaque niveau organisationnel est influencé par les perturbations se déroulant au niveau inférieur. Les métaux « étrangers » qui entrent dans la cellule peuvent déplacer des métaux essentiels depuis leur site fonctionnel, car leur liaison avec les molécules organiques sont des réactions de complexation et non des liaisons covalentes (**Pelletier et al., 2004**). Les mécanismes par lesquels les métaux exercent une action toxique sont divers et fonction de la manière dont ils sont absorbés, de l'organisme considéré (espèce, sexe, âge et stade de développement) et de la concentration dans un organe déterminé (**Calow, 1994 ; Rand et al., 1995 ; Amiard-Triquet & Rainbow, 2009**). Selon ce raisonnement, le mécanisme général de toxicité des ETMs impliquera la liaison d'un métal inapproprié à des molécules physiologiquement importantes (**Mason et al., 1995**). La liaison du métal inapproprié pourrait induire des effets délétères de différentes manières :

- En bloquant des groupements fonctionnels essentiels de biomolécules ;
- En déplaçant des métaux essentiels de leurs sites chez les biomolécules ;
- En modifiant la conformation (et donc l'activité) de biomolécules.

Certains métaux traces sont susceptibles de subir des changements dans leur état d'oxydation et peuvent générer la production d'espèces réactives de l'oxygène dans le milieu cellulaire et ainsi induire un stress oxydatif (**Pelletier et al., 2004**). Les espèces réactives de l'oxygène une fois formées, auront tendance à attaquer les lipides polyinsaturés des membranes biologiques, en altérant ainsi la résistance (**Bus & Gibson, 1979**). De plus, ces composés peuvent induire la cassure des brins d'ADN, provoquant ainsi des effets génotoxiques (**Palus et al., 2003; Florea & Busselberg, 2006; Pourrut et al., 2008**).

Les effets toxiques des métaux observés chez les poissons sont liés à une perturbation des systèmes de régulation des ions qui touche notamment les ouïes et peut aboutir dans ce cas à une détresse respiratoire (**Westfall, 1945**). **Mushiake et al. (1985)** ont observé une réduction des lymphocytes et des granulocytes qui aboutissent à une baisse de la phagocytose. D'une manière générale, les recherches soulignent une augmentation de la sensibilité des poissons aux infections (**Austin, 1999**).

Lors d'une intoxication par les métaux, plusieurs auteurs ont observé une modification des mécanismes de défense cellulaire comme l'induction des métallothionéines (**Roesijadi & Robinson, 1994**), l'inhibition de la glutathion-S-transférase (**Tuvikene et al., 1999**) et l'induction des protéines de stress (**Stegeman et al., 1992**).

Chez les mollusques et les crustacés, ces effets toxiques affectent tous les stades de développement et peuvent causer des désordres au niveau des fonctions reproductrices et du développement embryonnaire (**Rao et al., 2007**). **Liehr et al. (2005)**, dans leurs travaux en mer

Baltique portant sur la palourde *Arctica islandica*, n'ont trouvé aucun individu en bas âge dans les sites les plus contaminés. D'autres études ont démontré que l'accumulation de cuivre, de plomb et de vanadium (V) cause des altérations au niveau de la reproduction, du comportement, de la forme et du taux de croissance chez des éponges de l'espèce *Crambe crambe* (Rao et al., 2007). Le cadmium, lorsque présent dans le milieu en concentration suffisante, provoque la fragmentation apoptotique (suicide cellulaire) des cellules d'ADN chez l'éponge *Suberites domuncula* (Wagner et al., 1998).

#### 14- Présentation des principaux ETMs étudiés

##### 14.1- Le cadmium

Le cadmium fut découvert en 1808 par Pontin mais c'est en 1817 que l'Allemand Friedrich Stromeyer le prépara pour la première fois. Le mot à une étymologie grecque (kadmeia, nom de la ville où on extrayait un minerai appelé cadmie) et latine (cadmia, calamine, ancien nom donné au carbonate de zinc – le cadmium était extrait de ce minerai aux environs de la ville de Thèbes créée par Kadmos).

##### 14.1.1- Propriétés fondamentales

C'est un métal blanc argenté présentant des reflets bleu pale, mou et malléable. Il fond à 320.9°C et bout à 767°C. Sa masse spécifique (densité) est de 8.65 g/cm<sup>3</sup>. Il est ductile (résistance à l'étirement), Il ternit au contact de l'air. Il réagit avec les acides et les bases. Lors de l'ébullition du cadmium, il se dégage des vapeurs toxiques de couleur jaune. C'est l'un des rares éléments qui n'a aucune fonction constructive dans le corps humain. Le cadmium est très toxique. Il peut être dangereux pour la santé. Il appartient à la colonne 12 de la classification périodique comme le zinc et le mercure, ce qui leur confère un certain nombre de propriétés communes. Comme ceux du zinc, ses composés stables sont divalents. Il forme des complexes stables avec certains composés organiques (cyanures, amines, ...). Cependant, contrairement au mercure, il ne forme pas de liaison stable avec le carbone. Il n'existe pas de minéral pur de cadmium à l'état naturel. L'ion cadmium est déplacé par le zinc métallique en solution. Il résiste à la corrosion atmosphérique ce qui en fait un revêtement de protection pour les métaux ferreux (Aylett, 1979).

##### 14.1.2- Utilisations

Le cadmium est un des éléments les plus rares dans la nature (Fassett, 1975). Sa production industrielle remonte à 1829. Il est un sous-produit de l'extraction du zinc et accessoirement du plomb (Cossa & Lassus, 1989; Miramand et al., 2000). Il y a deux origines principales de présence de cadmium:

- **le cadmium primaire** est principalement associé au zinc dans les minerais de zinc (blende) (0,01 à 0,05%) et donc sous-produit de la métallurgie du zinc qui donne en moyenne 3 kg de cadmium par tonne de zinc. Le cadmium est également présent dans des minerais de plomb et de cuivre ainsi que dans des phosphates naturels (Jordanie, Tunisie). Les usages de cadmium se

situent principalement en électricité (accumulateurs), en électronique, en métallurgie (traitement des surfaces par cadmiage) et dans l'industrie des matières plastiques (stabilisateur de polymères) (Ramade, 1992) et dans la fabrication des peintures de voitures et des bateaux (Aylett, 1979).

- **le cadmium secondaire** est produit par recyclage (accumulateurs Ni/Cd, alliages Cu/Cd, poussières d'aciéries, incinération d'ordures ménagères) représentant des causes de pollution de l'environnement. A l'image du mercure, les combustions des dérivés fossiles du carbone introduisent également ce métal dans l'atmosphère (combustion produits pétroliers et charbon). Aussi, le transport de ce polluant peut couvrir de grandes distances (Aylett, 1979).

#### 14.1.3- Cycle et sources naturelles et anthropiques

Le cadmium rejeté dans l'atmosphère provient de sources naturelles et anthropiques. Le cadmium présent dans la croûte terrestre peut être dispersé dans l'air par entraînement de particules provenant du sol et par les éruptions volcaniques. Cependant, les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejet atmosphérique. Le cadmium atteint les milieux aquatiques par la voie atmosphérique ou par lessivage des sols (engrais phosphatés) et rejets directs anthropiques (Miramand et al., 2000). En effet, une grande partie du cadmium est retenue par les sols et une autre est absorbée par la végétation (Cossa & Lassus, 1989).

#### 14.1.4- Cadmium dans le milieu marin, organismes marins et sédiments

Le cadmium est un élément rencontré en milieu aquatique sous diverses formes physiques (dissoute, colloïdale, particulaire) et chimiques (minérale ou organique). Un ensemble de variables physicochimiques du milieu (salinité, pH, potentiel redox, caractéristiques sédimentologiques, nature géochimique des particules, concentration en chlorures) gouvernent les transformations du cadmium dans l'environnement (Gonzalez et al., 1999; Chiffolleau et al., 2001). L'ion libre du cadmium se trouve majoritairement dans le milieu. Ainsi, à pH=8, la quasi-totalité du cadmium est présent sous forme  $Cd^{2+}$ . Plus la salinité augmente, plus la concentration en  $Cd^{2+}$  diminue (Campbell, 1995). Pour des pH supérieurs à 8, le cadmium précipite avec les carbonates. En zone côtière, lors du mélange des eaux douces avec l'eau de mer, le cadmium forme des complexes très stables avec les chlorures: les chloro-complexes ( $CdCl_2$ ,  $CdCl^+$ ,  $CdCl_3^-$  et  $CdCl_4^{2-}$ ) (Dyrssen & Wedborg, 1973). Pour des salinités faibles, c'est l'espèce  $CdCl^+$  qui domine, alors qu'en milieu marin, c'est  $CdCl_2$  qui est majoritaire (Cossa & Lassus, 1989).

Les teneurs en Cd dans les eaux océaniques occupent une gamme de concentrations qui va de valeurs inférieures à 1ng/l en surface aux environ de 130 ng/l dans les eaux profondes de l'océan Pacifique. En mer Méditerranée, en raison de son caractère oligotrophe, les variations de concentrations sont faibles avec la profondeur (Boyle et al., 1985). Les concentrations rencontrées dans les eaux du large varient de < 0.5 ng/l jusqu'à 12 ng/l (Cossa & Lassus, 1989). La teneur en Cd augmentait de façon proportionnelle avec la profondeur (10 ng/l à la surface et 100 ng/l pour plus de 1 Km de profondeur dans l'océan pacifique) et la cause de cette différence de

concentration et que le Cd en surface est facilement assimilé par le phytoplancton qui peuple la surface des mers et des océans à la recherche du soleil (Sadiq, 1992).

Les sédiments sont considérés comme un puits de stockage pour le cadmium dissout car le complexe Cd-sédiment va maintenir l'équilibre en Cd entre l'eau de mer et les sédiments. Si la teneur en Cd est en excès en eau de mer, il est absorbé par les sédiments, par contre si la teneur en Cd est faible, nous assistons à un relargage de Cd dans l'eau (Sadiq, 1992).

Dressing *et al* (1982) et Chan (1988) ont démontré que le Cd passait facilement de l'eau de mer vers les organismes marins à travers la paroi cellulaire. Marcus & Thompson (1988) trouvent que l'huître d'Amérique est plus contaminée en été qu'en printemps par le Cd, les mêmes recherches ont été effectuées par Alliot & Frenet-Piron (1990) chez la crevette grise où il y avait une bioaccumulation saisonnière. Vrneberg (1974) affirme que les crabes adultes (*Uca pugilator*) sont moins sensibles que les larves. La même observation a été décrite par Moore & Ramamoorthy (1984) chez les poissons. Guthrie & Perry (1980) affirment que le Cd engendre une bioaccumulation importante, vu que sa demi-vie est estimée entre 16 à 33 ans. Loring & Prosi (1986) ont démontré que le Cd se bioaccumule mieux dans les branchies de la moule *Mytillus sp*, ainsi que les glandes digestives de l'escalope de mer et de son côté, Philips (1980), note que les crustacés sont plus sensibles au Cd que les poissons et les mollusques. Il avance également, que la toxicité et la bioaccumulation du Cd augmente avec la baisse de la salinité.

#### 14.1.5- Bioaccumulation du cadmium

Dans les premiers temps de la cinétique de bioaccumulation, la pénétration du cadmium dans les cellules est linéaire en fonction du temps et directement proportionnelle à sa concentration dans l'eau (George *et al.*, 1978; Kohler & Riisgard, 1982; Poulsen *et al.*, 1982; Chong & Wang, 2001). Elle n'est pas affectée par la température. Borchardt (1983 et 1985), en marquant les algues avec du Cd<sup>109</sup> et l'eau avec du Cd<sup>115</sup> met en évidence la prépondérance de la voie dissoute par rapport à la voie particulaire et montre que seulement 1% de la quantité de Cd dans la chair de moules a pour origine la voie particulaire. La principale entrée se fait donc par l'eau à travers les surfaces externes, principalement par les branchies qui représentent une surface considérable (Carpene & George, 1981; Borchardt, 1983; Borchardt, 1985; Riisgard *et al.*, 1987). En parallèle, il montre que l'absorption de Cd en solution est en corrélation linéaire avec la quantité de nourriture ingérée. Les branchies sont donc l'organe d'entrée principal.

La biodisponibilité des espèces de cadmium dissous dépend des mécanismes de capture. La diffusion passive ou facilitée *via* les canaux à Ca<sup>2+</sup> à travers la bicouche lipidique semble être le processus de capture le plus fréquent (Simkiss & Taylor, 1995). Les formes ionisées avec des chlorures et des hydroxydes doivent être considérées principalement.

Après un passage transmembranaire médiatisé, le cadmium se retrouve associé aux protéines circulantes et aux hématocytes. Il est principalement accumulé dans l'hépatopancréas et dans le rein sous forme de dépôts dans les lysosomes. La voie majeure d'excrétion se fait *via* le rein (Cossa & Lassus, 1989), mécanisme d'immobilisation qui implique principalement la forme

métallothionéine qui sont des protéines riches en acides aminés sulfurés et pauvres en acides aminés aromatiques. Elles permettent une liaison stable avec les ions  $Cd^{2+}$  (Fig. 70) et leur association dans les lysosomes (Serafim *et al.*, 2002).



**Figure. 70** : Cadmium ionique lié à une métallothionéine.

Enfin, il est à noter qu'aucune donnée convaincante ne permet de constater une biomagnification du cadmium dans les réseaux trophiques. Au contraire, il semble qu'une diminution des concentrations avec l'augmentation du niveau trophique soit la situation la plus couramment observée (Amiard-Triquet *et al.*, 1982; Amiard-Triquet *et al.*, 1993).

#### 14.1.6- Propriétés biologiques et toxicité

Contrairement à de nombreux métaux, le cadmium 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 & Morel, 1990; Lane & Morel, 2000). Il présente des risques chez le consommateur. Sa toxicité résulte de l'inhibition des enzymes thiols ainsi que de son affinité avec les ligands au niveau de la cellule, tels que les hydroxyles et carboxyles (Chiffolleau *et al.*, 1999). C'est un cancérigène pour l'homme (classé dans le groupe 1 par l'IARC) (IARC, 1994). Ses principaux effets toxiques sont des atteintes de la fonction rénale. La néphrotoxicité se caractérise en premier lieu par une dégénérescence et une atrophie des tubules proximaux, diminuant la réabsorption tubulaire, et une micro-protéinurie (Nogawa *et al.*, 1989, Staessen *et al.*, 1996, Jarup *et al.*, 2000, Satarug & Moore, 2004). Des symptômes caractérisant la maladie Itai-Itai ont également été rapportés, notamment une fragilité osseuse : réduction de la densité minérale, déformations, réduction de l'activité ostéoclastique et de la minéralisation. De récentes études américaines rapportent un risque accru de fractures (+43%) pour un niveau de cadmium urinaire de 0,5-1  $\mu\text{g/g}$  créatinine (Gallagher *et al.*, 2008) et un risque accru d'ostéoporose de +78% et 280%, pour des concentrations urinaires de 1-1,99 et  $>2$   $\mu\text{g/g}$  créatinine, respectivement (Wu *et al.*, 2009). Des troubles de la reproduction, pouvant être des effets secondaires des dysfonctionnements rénaux, ont également été rapportés (Ohta *et al.*, 2002, Inaba *et al.*, 2005).

Le cadmium a un pouvoir synergique ou antagoniste avec d'autres métaux toxiques. La présence simultanée du Cd et du Cu provoque une toxicité plus accrue que celle due à la présence du Cd et Zn chez l'espèce *E. héteroclitus* (Eisler & Gardner, 1973).

Malgré la rareté des formes organiques, le cadmium a une capacité à s'accumuler dans les tissus vivants à cause de sa similitude chimique d'un oligoélément important pour la vie (le zinc) et de son rayon atomique voisin de celui du calcium (respectivement  $0.99\text{\AA}$  et  $0.94\text{\AA}$ ). Il a de plus une affinité très forte pour les protéines (en particulier les groupes cystéiniques) ce qui permet la bioaccumulation. De par sa bioaccumulation dans les organismes, le cadmium est transféré jusqu'à l'homme par la consommation de produits marins. (Leblanc *et al.*, 2004).

Le cadmium sous forme particulaire n'est pas absorbé par les organismes marins. La concentration en cadmium dissous conditionne la contamination des organismes inférieurs et donc, via l'alimentation, celle des poissons.

Le cadmium est un poison cumulatif, on estime que 5% du cadmium ingéré par l'homme est réellement absorbé, un tiers du cadmium total de l'organisme se concentre dans les reins avec une demie vie biologique de 10 à 30 ans, et sa demi-vie sanguine d'une centaine de jours (EFSA, 2009). En 2001, le JECFA avait fixé une DHTP à  $7\ \mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{sem}$  (WHO, 2001). Mais il a été suggéré qu'une exposition inférieure à cette valeur pouvait provoquer des effets néfastes sur la santé (Satarug & Moore, 2004). En 2007, Omarova et Phillips ont réalisé une méta-analyse de 79 études traitant de la relation entre apport de cadmium et biomarqueurs de toxicité chez plus de 27 000 sujets. Ils notent une augmentation exponentielle de bêta-2-microglobuline avec l'apport de cadmium (dès lors qu'il est supérieur à  $302\ \mu\text{g}/\text{jour}$ ), ce qui correspond, en appliquant un facteur d'incertitude de 10, à une DHTP de  $3,02\ \mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{sem}$  (Omarova & Phillips, 2007). En 2008, l'EFSA a proposé une DHTP plus basse, à  $2,5\ \mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{sem}$  (EFSA, 2009), en s'appuyant sur l'analyse de 165 résultats moyens issus de 35 études épidémiologiques sur environ 30 000 sujets, principalement asiatiques et caucasiens de plus de 50 ans. En 2010, le JECFA a proposé une nouvelle VTR de  $25\ \mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{mois}$  pour l'ensemble de la population (soit  $3,6\ \mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{sem}$ ) (JECFA, 2010), donc plus élevée que celle de l'EFSA.

Le règlement (CE) n° 466/2001 fixe les quantités maximales de cadmium dans les denrées alimentaires ( $1\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  poids humide). Cependant, il ne présente pas de toxicité aiguë pour les organismes marins à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans le milieu. Au niveau subléthal (qui ne provoque pas la mort des individus mais des dysfonctionnement métaboliques ou physiologiques), des concentrations de  $0,05$  à  $1,2\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  peuvent provoquer des effets physiologiques (anomalies dans le développement embryonnaire et larvaire chez mollusques bivalves) et des inhibitions de croissance (Chiffolleau *et al.*, 2001).

La toxicité du cadmium chez les plantes se manifeste par une inhibition de l'activité photosynthétique et une interférence avec les micronutriments essentiels (Colpaert & Van Assche, 1993).

Les poissons d'eau douce absorbent le cadmium par voie branchiale, alors que les poissons marins l'absorbent par voie intestinale. Avec des concentrations non létales, la pollution chronique des poissons se traduit par la perturbation du système nerveux, la nécrose des gonades mâles au delà d'un taux de  $25\ \mu\text{g}/\text{g}$  et la nécrose des lamelles branchiales (Augier, 2008).

## 14. 2- Le plomb

Le plomb est un élément non essentiel et est moins biodisponible que les autres métaux (**Van Der Perk, 2006**). Sa concentration dans la croûte terrestre est de l'ordre de 8 à 20 µg/g (0,002 %). La plupart des eaux naturelles ne contiennent le plomb qu'à l'état de traces ; ou bien à des concentrations maximales de 40 µg/l. L'analyse de cet élément dans les eaux souterraines montre des teneurs allant de 1 à 60 µg/l (**Levesque, 1976**). Les eaux salées révèlent une valeur de 0,3 µg/g de plomb (**McNeely et al., 1980**). L'atmosphère est son principal vecteur vers les océans. La production mondiale de plomb s'est accrue considérablement depuis 1945 pour se stabiliser à environ  $3,4 \times 10^9$  kg.a<sup>-1</sup> (**Cossa & Elbaz-Poulichet, 1993**). Plus de 99 % du plomb présent aujourd'hui dans la troposphère de l'hémisphère nord est d'origine humaine. Plusieurs pays ont commencé à réglementer l'utilisation des additifs au plomb. Les espèces dissoutes dominantes du plomb sont PbCO<sub>3</sub>, PbCl<sub>2</sub> ou PbCl<sup>+</sup>. Cette répartition ne prend pas en compte la matière organique dissoute alors que, selon **Batley & Florence (1976)**, environ 66 % du plomb en eau de mer se trouverait sous forme de complexes organiques labiles.

### 14. 2.1- Propriétés fondamentales

Le plomb est un métal dense, gris bleuté mou, malléable et flexible de masse atomique 207.21 et sa densité (ou masse volumique) est de 11,3 g.cm<sup>-3</sup>, sa conductivité électrique est faible, il appartient au groupe 14 du tableau périodique des éléments. Il possède 20 isotopes dont 16 sont radioactifs, les isotopes naturels sont quatre et non radioactifs : Pb<sup>204</sup> (1,4 %), Pb<sup>206</sup> (26,1 %), Pb<sup>207</sup> (22,1 %), Pb<sup>208</sup> (52,4 %). qui sont les produits définitifs de la décomposition radioactive de l'uranium, de l'actinium et de thorium respectivement.

Le plomb existe sous trois formes essentielles: le plomb dissous, le plomb colloïdal et le plomb particulaire:

- Sous forme dissoute, les espèces dominantes dans l'eau de mer sont PbCO<sub>3</sub>, PbCl<sub>2</sub> ou PbCl<sup>+</sup>. Cette répartition ne prend pas en compte la matière organique dissoute et le fait que le plomb, dans l'eau de mer, se trouverait essentiellement sous forme de complexes organiques labiles. De même que pour le mercure, le plomb peut-être méthylyé par les bactéries dans les sédiments, mais ce phénomène revêt une moindre importance.
- Aussi, le plomb présente une forte affinité pour la matière particulaire. A peine 10 % du plomb se trouve sous cette forme dans l'océan. L'adsorption du plomb sur la matière particulaire est fonction du pH et augmente avec ce dernier.

### 14.2.2- Utilisations

Le plomb est très souvent associé au zinc dans les minerais mais aussi à d'autres métaux essentiellement le fer, le cadmium et l'argent (**Conor, 1980**). Les minerais mixtes Pb-Zn représentent 70 % de la production minière de plomb, les minerais de plomb en représentent 20 %, et 10 % de la production de plomb proviennent d'une coproduction lors du traitement du minerai

de cuivre, de zinc ou d'autres métaux. Le principal minéral du plomb est la galène (PbS) très souvent associé à la blende et à la pyrite (**Chiffolleau et al., 2001**).

L'utilisation du plomb remonte à la plus haute antiquité, pour la production de la monnaie, les canalisations, la vaisselle... Ce phénomène peut être parfaitement suivi par l'analyse des glaces polaires et pendant la révolution industrielle pour l'industrie, l'imprimerie, les peintures (**Rodier, 1996 ; Foutlane, 1983**). Le plomb a été ajouté à l'essence depuis les années 1920 pour son rôle lubrificateur et antidétonant. Il représentait alors le tiers du poids des particules émises par les gaz d'échappement (**Miquel, 2001**). Cette pratique a été interdite dans une majorité de pays européens en 2000. Selon **Métrás (2004)**, cette action a induit une diminution progressive des flux de plomb atmosphérique en France en 2001. Par contre, plus de 90 % du plomb utilisé dans les batteries sont récupérés. Ce métal entre aussi dans la composition de plusieurs insecticides (**Conor, 1980 ; Lauwereys, 1990**).

#### 14.2.3- Cycle et sources naturelles et anthropiques

Dans l'air, les émissions de plomb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont reconnues d'importance mineure. Les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques.

Au cours des deux derniers siècles, des concentrations en plomb dans les glaces polaires ayant intégré la retombée atmosphérique (**Murozumi et al., 1969; Boutron & Patterson, 1983**). Cette augmentation est en relation avec l'accroissement des émissions anthropiques. Les apports de plomb à l'océan se font majoritairement par voie atmosphérique, la source principale étant encore à l'heure actuelle la combustion des carburants automobiles.

#### 14-2.4- Le plomb en eau de mer et dans les organismes marins

En milieu marin, le plomb se concentre en fort pourcentage dans les eaux de surfaces ce qui confirme que cet apport essentiel en plomb provient de l'atmosphère. La teneur en plomb diminue avec la profondeur (**Ida de Gregori, 1988**). La forme inorganique reste négligeable devant la forme organique. **Florence (1986)** a calculé le pourcentage des formes inorganique et donne : 73% pour  $PbCO_3$  (majoritaire) et 11% pour le  $PbCl_3$ . Ces deux auteurs montrent qu'il existe une proportionnalité inverse et la bioaccumulation du plomb, dans le cas où la salinité augmente, la bioaccumulation est affaiblie ou moindre mais pas nulle. Les formes chimiques dominantes du plomb sont :  $PbCO_3$ ,  $PbCl_2$ ,  $PbCl^+$ , et environ 66 % du plomb en eau de mer se trouve sous forme de complexes organiques labiles (**Batley & Florence, 1976**) (**Cossa et al, 1993**).

L'eau de mer en contient en moyenne 0,03 µg/l (**Aubert, 1987**). On estime à 25000 tonnes l'apport annuel en plomb à l'océan, résultant de l'usage des alkyl-plomb comme anti-détonnant (**Ramade, 1982**). La vie aquatique peut être perturbée à partir de 0,1 mg/l (**in Benguedda-RahaL, 1993**). Pour certains poissons, certains auteurs suggèrent que les changements métaboliques induits par le plomb proviennent d'effets sur le système nerveux central que de l'effet direct sur le métabolisme enzymatique. D'après **Luoma (1982)**, le plomb retrouvé chez les bivalves est en rapport proportionnel avec la teneur en plomb présente dans les sédiments marins. Selon le même auteur, la forme chimique du plomb la plus absorbée par les organismes marin est le  $Pb^{++}$ . Les

hydroxydes ferreux augmentent la teneur en plomb dissout entraînant par la suite l'augmentation de son absorption par les organismes marins. Une augmentation en teneur du carbone organique ou du phosphate diminuait la bioaccumulation du plomb.

Le Pb se bioconcentre chez les organismes marins avec un facteur de concentration semblable à celui du Cd. Chez les Mollusques filtreurs il se situe, le plus souvent, entre  $10^5$  et  $10^6$ .

Le temps de résidence du Pb dans les océans est très court : 1 à 3 ans pour les eaux superficielles, de 20 ans dans la zone thermocline, et de 80 à 150 ans pour les eaux profondes (Schaule & Patterson, 1981, 1983).

#### 14.2.5- Bioaccumulation du plomb

Comme pour le cadmium, la pénétration du plomb dans les cellules est le résultat principalement du transport sous forme dissoute  $Pb^{2+}$ , bien que l'endocytose dans l'épithélium branchial ait été évoquée pour ce métal (Coombs & George, 1978; Wang & Fisher, 1997a). Le taux d'absorption du plomb est linéaire au cours du temps et fonction directe de la concentration en plomb dans le milieu (Schulz-Baldes, 1974; Schulz-Baldes, 1977; Borgmann *et al.*, 1993; Riget *et al.*, 1997; Boisson *et al.*, 1998). Incorporés dans l'organisme, les ions  $Pb^{2+}$  entrent en compétition avec les ions  $Ca^{2+}$ . L'excrétion du plomb est quant à elle proportionnelle à la concentration interne dans l'organisme (Schulz-Baldes, 1974). Il est bien connu sous quelles formes (ions, agents chélatants, complexes) le plomb est absorbé. Cependant, il est clair que la forme dissoute du contaminant dans le milieu est primordiale et influence le taux de capture (Mikac *et al.*, 1996).

Les métallothionéines n'ont pas de rôle dans la séquestration et la détoxification du plomb (Cossa *et al.*, 1993). Malgré l'existence de formes organiques du plomb en milieu marin, en particulier des composés méthylés, il n'y a pas d'évidence de bioamplification décrite dans la littérature (Riisgard & Hansen, 1990; Fisher & Reinfelder, 1995; Zaranko *et al.*, 1997).

#### 14.2.6- Propriétés biologiques et toxicité

Les doses létales du plomb, sous la forme de sel minéral, sont souvent supérieures à sa limite de solubilité dans l'eau de mer, c'est à dire  $4 \text{ mg.L}^{-1}$ . Le plomb inorganique peut donc être considéré comme toxique (concentration létale de 1 à  $10 \text{ mg.L}^{-1}$ ) ou modérément toxique (concentration létale de 10 à  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Les teneurs létales en plomb tétralkylé sont en revanche beaucoup plus faibles: les CL50 96 heures sont en effet généralement inférieures à  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ , c'est à dire que cette forme va de très toxique à extrêmement toxique (Marchand & Kantin, 1997). Le seuil de qualité sanitaire réglementaire est de  $1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  (p.h) du règlement européen CE 221/2002.

Les formes inorganiques sont moins écotoxiques que les formes organiques (composés alkylés) qui inhibent la croissance du phytoplancton. Des effets sur la croissance de certaines espèces phytoplanctoniques ont été enregistrés à partir de  $0,5 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ . Les invertébrés marins aux stades embryonnaires sont plus sensibles que les adultes. Ainsi, la concentration inhibitrice du développement embryonnaire de la moule (*Mytilus galloprovincialis*) est d'environ  $500 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ ; de

plus, à cette concentration, un grand nombre de larves sont anormales. L'effet toxique du plomb peut se traduire par une compétition avec des métaux essentiels au fonctionnement normal de la cellule. Chez la moule, *Mytilus edulis*, en présence de plomb ( $0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), il y a perturbation du métabolisme des autres métaux divalents: notamment le calcium, le magnésium et le cuivre (**Marchand & Kantin, 1997**). Le plomb tétra-éthyle, bien qu'instable dans l'eau de mer, pourrait être absorbé rapidement par les organismes.

Chez certains bivalves, le plomb inhibe l'enfouissement et place donc le mollusque dans des conditions précaires de protection vis-à-vis des prédateurs (**Mac Greer, 1979**). Le plomb retarde, voire inhibe, le développement embryonnaire de la moule et augmente le pourcentage de larves anormales (**Brenko et al., 1977**).

Durant la première moitié du 20<sup>ème</sup> siècle, beaucoup d'enfants malnutris et vivants en contexte urbain ont ingéré des morceaux de peinture se détachant des vieux murs, ce qui causa de nombreux cas de saturnisme et d'empoisonnement au plomb (**Dambrine et al., 1998 ; EPA, 2006**). Ses principaux organes cibles sont le système nerveux, les reins et le sang. Cette maladie se caractérise par une anémie et une perturbation du métabolisme par compétition avec les ions  $\text{Ca}^{2+}$ . Absorbés par l'homme, les ions  $\text{Pb}^{2+}$  entrent en compétition avec les ions  $\text{Ca}^{2+}$  pour la formation des os (saturnisme) (**Chiffolleau, 2001; Fairbrother et al., 2007**). La toxicité du plomb résulte de son affinité avec des sulfures, de plus il interfère avec les groupements carboxyles et phosphoryles.

### 14.3- Le zinc

Le zinc a été découvert par Andreas Marggraf (Allemagne) en 1746. Étymologie du nom: vient de l'allemand Zink. Ce métal n'existe pas à l'état libre, mais sous forme de minerai dans la croûte terrestre. Il est assez répandu dans le globe terrestre, sa concentration moyenne dans la croûte terrestre est de l'ordre de  $100 \text{ }\mu\text{g/g}$  ( $0,02 \%$ ) (**Levesque, 1980**).

#### 14.3.1- Propriétés fondamentales

Le zinc est un métal ductile, bleu-gris. Il réagit avec les bases et les acides. Il ternit au contact de l'air. Sa densité 7.14 et sa température de fusion est de l'ordre de  $419^\circ\text{C}$ , alors que sa température d'ébullition est de  $907^\circ\text{C}$ . En solution aqueuse, le zinc a tendance à former des complexes covalents avec les molécules d'eau pour donner des ions tétraédriques. La précipitation de l'hydroxyde de zinc  $\text{Zn}(\text{OH})_2$  est observable lorsque la solution devient basique. En solution fortement basique, on assiste à une dissolution de ce composé tout en donnant l'ion zincate. Fait curieux, s'il est friable à température ambiante, le zinc devient très malléable lorsqu'il est porté à une température variant entre  $100$  et  $150^\circ\text{C}$ . Il se trouve dans la nature sous forme dissoute et souvent associée à d'autres métaux (au niveau des gisements du plomb) ; naturellement il provient de la dissolution des intempéries (**Leblanc et al., 2004**).

Le zinc est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments) ; en particulier comme coenzyme de nombreuses enzymes parmi lesquelles des oxydoréducteurs dont l'anhydrase

carbonique (**Dixon & Webb, 1965**). Cette enzyme, en plus de son rôle dans l'élimination de gaz carbonique, est impliquée dans le métabolisme des carbonates. Le zinc existe dans l'eau de mer sous diverses formes: ion hydraté ( $Zn(H_2O)_{2+n}$ ), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques) et zinc adsorbé sur de la matière solide. Le zinc et le cadmium présentent des caractéristiques voisines de point de vue précipitation et complexation. La majeure partie du zinc n'est pas complexée (**Baric & Branica, 1967**). L'hydrolyse n'intervient qu'à pH supérieur à 9,5. L'espèce prédominante  $ZnCl^+$ ,  $ZnOH^-$  prend de l'importance à pH supérieur à 8,3. **Zirino & Yamamoto (1972)** rapportent que le zinc subit bien moins la complexation que les autres métaux. A pH de 8,1, 17 % du métal total apparaît libre.

#### 14.3.2- Utilisations

Le zinc est présent dans l'écorce terrestre, souvent associé au plomb et au cadmium dans les minerais, avec une teneur variant de 4 à 20 %. Le minerai principal est la blende, sulfure de zinc (ZnS). Il est produit principalement suivant un procédé hydrométallurgique ou encore pyrométallurgique. Le zinc est utilisé comme revêtement anti-corrosion (galvanoplastie, métallisation, certaines peintures, traitement par immersion) et revêtement protecteur dans le bâtiment. Il entre dans la composition de certains alliages (ex. laiton), de piles électriques et de pigments pour peinture. Il est également utilisé dans l'industrie textile et papier, dans les batteries en tant qu'électrolyte mais aussi comme conservateur du bois, engrais, fongicide et insecticides (**INRS, 2002**). Il constitue un intermédiaire dans la fabrication d'autres composés et sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique.

#### 14.3.3- Cycle et sources naturelles et anthropiques

Le zinc principalement sous forme de sulfure (blende) est assez uniformément distribué dans les roches magmatiques (40 à 120  $mg.kg^{-1}$ ). Sa concentration est un peu plus élevée dans les sédiments argileux (80 à 120  $mg.kg^{-1}$ ) et les schistes alors qu'elle est plus faible dans les roches mères sableuses.

Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins. Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures). Dans les zones portuaires, le zinc est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion, et est contenu dans certaines peintures antisalissures.

#### 14.3.4- Le zinc en eau de mer et dans les organismes marins

Le zinc est un micronutriment essentiel à la vie d'un grand nombre d'organismes pour les organismes, mais toxiques à plus forte dose (**Neff, 2002**). Leur accumulation est régulée par de nombreuses espèces aquatiques telles que les Annélides, les Mollusques, les Crustacés, les Poissons et les Mammifères (**Chong et Wang, 2001**). Dans l'eau, le zinc (de poids moléculaire

65,39 g/mole) est présent sous forme hydratée ( $M2+$ ), complexée par des ligands (Gilbin, 2001). Engel (1999) a trouvé des concentrations en zinc qui dépassaient  $229 \mu\text{m.Kg}^{-1}$  (P.S). Selon Asso (1982), le zinc à une concentration comprise entre 10 et  $40 \mu\text{g/l}$  s'avère néfaste sur la vie des organismes marins tel que un effet inhibiteur sur la croissance de la coquille de *Mytilus edulis*, et sur la reproduction de l'isopode *Idothea baltica* (Manley et al ; 1984).

La présence de cuivre dans de l'eau de mer semble produire un effet de synergie sur la toxicité du zinc, dont ce dernier métal avec le cadmium sont, en général, considérés comme antagonistes (Asso, 1982), et leur présence simultanée réduit la toxicité du zinc. Les sels de zinc sont moins toxiques pour les organismes marins que ceux présents en eau douce étant donné l'action protectrice que jouent les ions calcium en mer.

#### 14.3.5- Bioaccumulation du zinc

L'accumulation du zinc est régulée pour de nombreuses espèces aquatiques, par exemple chez les mollusques, les crustacés, les poissons et les mammifères (Chong & Wang, 2001). Les entrées de zinc se font préférentiellement sous forme ionique ( $Zn^{2+}$ ) par des protéines de transport membranaire (Sunda & Huntsman, 1998). Il se fixe aux thiols sans les oxyder ce qui n'influence pas la concentration en thiols dans la cellule (Stauber & Florence, 1989). Knauer et al. (1997) ont mis en évidence que le zinc possédait un taux d'assimilation dans la cellule proportionnel à la concentration en métal libre et non en métal total. La capacité d'adsorption du zinc à la surface de la cellule semble importante. Morelli & Scarano (2001) ont montré que le zinc n'induisait pas la synthèse de phytochélatines comme le cadmium ou le plomb.

Les bivalves accumulent ce métal principalement dans l'hépatopancréas, les gonades et les branchies. Le zinc peut s'accumuler dans les organismes aquatiques mais les valeurs de FBC (facteur de bioconcentration ( $\text{mL.g}^{-1}$ ) qui représente l'équilibre dynamique entre l'organisme et les sources ( $\text{FBC} = C_{\text{poisson}}/C_{\text{eau}}$ ) décroissent en montant dans la chaîne trophique. Cela peut s'expliquer par une régulation plus importante dans les organismes «supérieurs». En conséquence, il semble que le potentiel de biomagnification soit faible (Adami et al., 2002).

#### 14.3.6- Propriétés biologiques et toxicité

Le zinc est un métal essentiel, nécessaire, à la vie d'un grand nombre d'organismes, en quantité généralement faible. Les quantités journalières recommandées sont de 7 à  $15 \text{mg/j}$  (Bisson et al., 2005). Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement fœtal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures (NAS/NRC, 1989). Sa déficience entraîne le nanisme (Heijerick et al., 2002 ; Chiffolleau, 2001 ; Fairbrother et al., 2007). Lorsque sa concentration dans le corps des êtres vivants dépasse la concentration nécessaire, il devient toxique et surtout lorsqu'il est introduit par voie digestive (Aubert et al, 1982). L'exposition au zinc sur de longues périodes peut entraîner des anémies, en particulier en association avec une déficience en cuivre (Leblanc et al., 2004). Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire, bien qu'il s'agisse, à de fortes concentrations, sur la reproduction des huîtres et la croissance des larves.

D'après **Augier (2008)**, le zinc induit la formation de composés insolubles au niveau des muqueuses recouvrant les branchies des mollusques et des poissons, perturbant la fonction respiratoire. Il affecte également la mue des crustacés. Le plus inquiétant est que le zinc est désormais reconnu comme un cancérigène lent, mais puissant.

Chez l'Homme, ce métal est considéré comme non cumulatif et les concentrations sont maintenues au même niveau jusqu'à un âge avancé. Selon **Vallée (1957)**, la quantité totale de zinc dans l'organisme humain est estimée à 2 g, l'Homme absorbe en moyenne 10 à 15 mg de zinc par jour ; le contenu normal en zinc des divers tissus humains varie entre 10 et 200 µg/g. La prostate et la rétine sont très riches en ce métal. Pour l'Homme, la quantité de zinc tolérable dans l'eau est rapidement limitée par le goût désagréable des sels de zinc (au dessus de 5 à 10 mg/l) (**I.R.P.T.C., 1978**) (**In Benguedda-Rahal, 1993**). Et puisque le zinc est souvent couplé au cadmium au chlore, la dose est abaissée à 1 mg/l. l'intoxication par le zinc se traduit par des vomissements, de diarrhées, des troubles respiratoires suivis de convulsions puis par une paralysie (**Quillet, 1984**).

La toxicité du zinc dans les sols, est présentée par sa forme ionique libre ( $Zn^{2+}$ ) et non par sa concentration totale dans les sols. La mobilité d'un métal augmente lorsqu'il est sous une forme ionique libre, et par la suite son effet toxique devient de plus en plus important (**Asso, 1982**).

La présence de cuivre dans de l'eau de mer semble produire un effet de synergie sur la toxicité du zinc, dont ce dernier métal avec le cadmium sont, en général, considérés comme antagonistes (**Asso, 1982**), et leur présence simultanée réduit la toxicité du zinc.

### III- Matériel et méthodes

Dans le milieu aquatique, une grande partie des composés d'origine anthropique ou naturelle s'adsorbent sur les particules en suspension, puis s'accumulent au niveau des sédiments. Ainsi, les dépôts sédimentaires, à l'interface des zones océaniques et continentales, constituent de véritables filtres et réservoirs pour les contaminants connus ou non et forment d'importantes sources de contamination. Les "métaux lourds", et plus particulièrement le **zinc**, le **cadmium** et le **plomb**, font partie de ces substances qui ont fait leur apparition à des concentrations anormalement élevées dans l'environnement. En effet, les **PHE** (Cd, Pb) possèdent la capacité de se concentrer le long de la chaîne alimentaire et de s'accumuler dans certains organes du corps humain (**Förstner & Wittman, 1979**; **Nriagu, 1987**). Le zinc, en revanche, est un élément essentiel à la vie biologique, mais il peut devenir toxique au delà d'une certaine concentration (**Förstner & Wittman, 1979**). Les zones côtières sont des biotopes où de nombreuses espèces animales se reproduisent et méritent donc à ce titre d'être protégées. On s'aperçoit aujourd'hui que les perturbations environnementales ont aussi des répercussions sur la santé publique (**Nriagu, 1987**; **Juste, 1994** ; **Sigg et al., 2006**).

#### 1- Collecte du matériel d'étude

Il est nécessaire de rappeler que la procuration des échantillons du merlu *Merluccius merluccius* au niveau du laboratoire s'est effectuée par le biais d'un pêcheur professionnel. Ceci nous permet

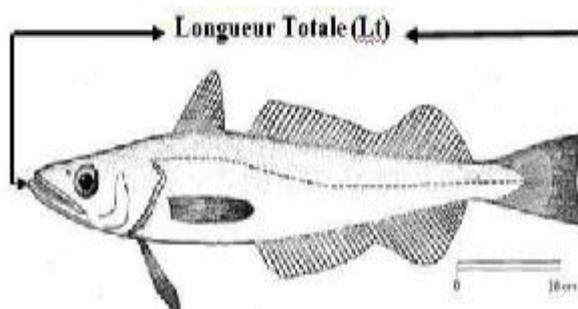
d'être sûrs de leur état de fraîcheur, de connaître la date exacte de leur capture et de leur lieu de pêche. Toutes ces informations utiles à notre recherche, sont précisées dans une fiche d'échantillonnage spécifique (Annexe 1).

Au cours de l'année 2006, et à raison d'un prélèvement par mois, 530 individus (265 males et 265 femelles) entre 13,6 à 57cm de *M. merluccius*, traités le jour même. Deux organes ont été prélevés: le foie, et le muscle. Pour plus de clarté dans l'élaboration de nos résultats, nous avons calculé les **différentes concentrations moyennes  $\pm$  l'écart type** de ces 03 métaux lourds (Cd, Pb, Zn), et pour obtenir un reflet le plus fin possible de la variation des niveaux de contamination, une étude biostatistique s'impose.

## 2- Technique d'étude

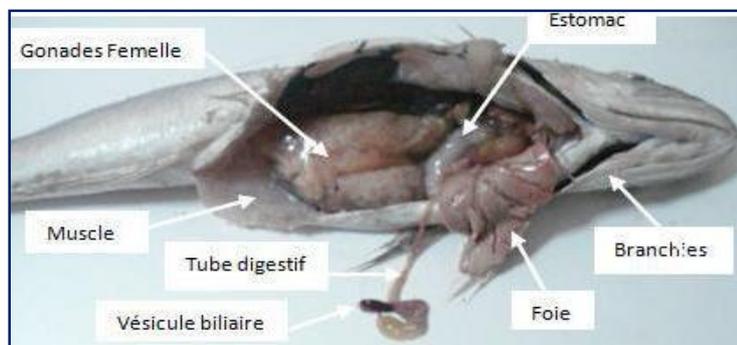
### 2.1- Echantillonnage

La première étape de notre technique consiste à regrouper les individus en lots de classes de taille par la mesure de la longueur totale (**Lt**) (Fig. 71). 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 **Wt**, poids éviscéré **Wev**, poids du foie, poids du muscle) ce qui correspond au poids frais du poisson (**PF**).



**Figure 71:** Mensuration de la longueur totale de *Merluccius merluccius*.

Les cavités abdominales des merlus sont ouvertes (Fig. 72) afin d'y déterminer le sexe qui se fait directement par l'observation macroscopique des gonades pour l'étude de la reproduction. Ces derniers sont prélevés ainsi que le foie, au moyen, d'une lame et deux pinces inoxydables et stériles. Le merlu est écaillé, la peau détachée et un filet est prélevé. Le prélèvement de l'échantillon à doser se fait toujours du même côté et correspond à la position : tête à gauche, queue à droite, dos vers le haut et le ventre vers le bas. Les sous échantillons obtenus sont pesés et conservés dans des piluliers étiquetés à -18°C pour la minéralisation.



**Figure 72:** Merlu femelle disséqué (Gonades Femelles).

Pour l'analyse des métaux traces, tous les outils destinés à la mensuration et au tri sont en polyéthylène à haute densité ou en téflon (F.A.O, 1977). 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. Les récipients en verre ou en plastique, utilisés lors des manipulations et de l'entreposage doivent être nettoyés avec des détergents puis rincés à l'eau distillée. Un second nettoyage sera effectué par l'acide sulfo-chromique, suivi d'un rinçage à l'eau distillée.

La préparation des échantillons doit être effectuée dans une pièce dépoussiérée, et la table de travail doit être rincée avec l'eau distillée ou recouverte de feuilles en plastique pré-nettoyées. Il est conseillé d'utiliser des gants en matière plastique lors de la manipulation afin d'éliminer toute exposition possible à une contamination, car les quantités des substances contaminantes sont extrêmement réduites (de l'ordre de ppm). L'appareillage utilisé doit être soigneusement nettoyé immédiatement avant et après l'utilisation.

### 2.1- Minéralisation

Toute recherche d'un toxique minéral fixé dans les organes, exige toujours une minéralisation qui aboutit à une dégradation complète de la matière organique (Amiard *et al*, 1991). Les buts de la minéralisation visent à:

- éliminer l'action perturbatrice du substrat protéique ;
- ioniser les métaux;
- assurer leur concentration (puisque le métal n'existe qu'à une infime concentration).

Nous avons opté pour la minéralisation humide qui permet de minimiser les déperditions de composés volatiles organo-métalliques en cours de séchage (F.A.O, 1977). Ainsi, la méthode adoptée est celle d'Amiard *et al* (1987) (Fig. 73).

#### ☞ Principe

Le principe de la combustion par voie humide (minéralisation) est la mise en solution de l'échantillon. C'est une dégradation complète de la matière organique ; les métaux organiquement

liés, sont transformés en ions métalliques libres en présence d'acide nitrique concentré, par un chauffage à 95°C sous reflux.

#### ☞ Mode opératoire

Dans un matras en verre, on dépose 1g de poids frais de chaque échantillon (foie, muscle) auquel on ajoute 1ml d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) à 65% de pureté, puis on ferme à l'aide des réfrigérants. On porte l'appareil à une température de 95°C pendant une heure. Après refroidissement, on récupère le minéralisât dans des tubes à essai, puis on ajuste le contenu jusqu'à 4ml (q.s.p) d'eau bidistillée. Cette solution est prête au dosage à la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme (S.A.A af). Si l'analyse ne se fait pas instantanément, l'échantillon est mis dans un flacon bien fermé, étiqueté et est conservé à base température pour éviter toute évaporation et toute contamination extérieure (Augier et al, 1992). 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) et contrôler la justesse et la précision du protocole analytique.

Le laboratoire de recherche (LRSE) dispose d'un minéralisateur de type VELP (Fig. 74) pourvu d'une série de 6 matras utilisés comme suit :

- 4 Matras pour les sous-échantillons (foie, muscle) du merlu (déposés dans le fond du ballon) ;
- 1 Matra pour l'échantillon d'inter-calibration;
- 1 Matra pour l'échantillon témoin.

Le ballon est mis dans un nid chauffant et le haut du ballon est relié à un réfrigérant qui possède une entrée et une sortie d'eau courante pour assurer le refroidissement de l'installation.

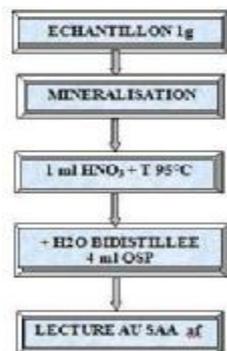


Figure 73: Synoptique du protocole de minéralisation et de dosage en Spectrophotométrie d'Absorption



Figure 74 : Appareil de la minéralisation de type VELP muni de réfrigérants

### 3- Dosage

La Spectrométrie d'Absorption Atomique (S.A.A af) est une méthode spectrale qui permet la détection de faibles teneurs de métaux et éléments minéraux dans les solutions. Cette technique est parmi les plus utilisées dans l'analyse des éléments toxiques (métaux lourds) dans les eaux potables, les aliments, le sang humain ainsi que dans le génie de l'environnement d'une façon générale.

#### Principe

Au cours des analyses de Spectrophotométrie d'Absorption Atomique, une solution contenant des éléments métalliques est introduite dans le brûleur de l'appareil, celle-ci est convertie dans une flamme air-acétylène ou un atomiseur électrothermique sous forme de vapeur constitué maintenant d'atomes libres. Une source lumineuse émise d'une lampe à cathode creuse faite du métal à analyser est dirigée à travers la vapeur, les atomes de l'échantillon dispersés dans la vapeur absorbent une partie de la radiation, ce qui entraînera une diminution de cette dernière (F.A.O., 1977) (Fig. 75). Cette absorption se fera à une longueur d'onde spécifique aux atomes formés (au métal considéré), elle est dite densité optique (D.O.) et est liée à la concentration de l'élément considéré. Cette relation émanant de la loi générale de la spectrophotométrie est dite loi de BEER – LAMBERT (Fig. 76).

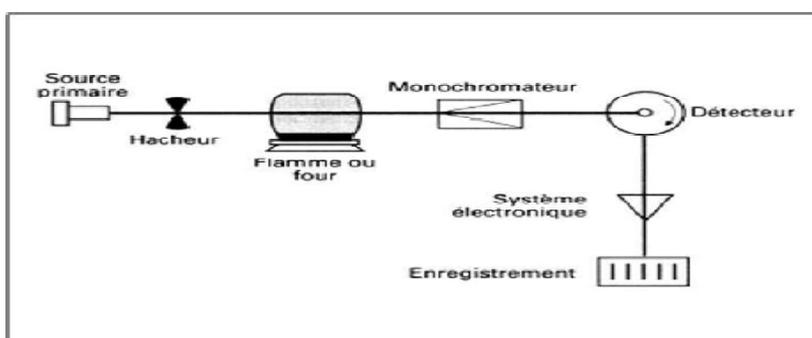


Figure 75: Principe de la spectrométrie d'absorption atomique.

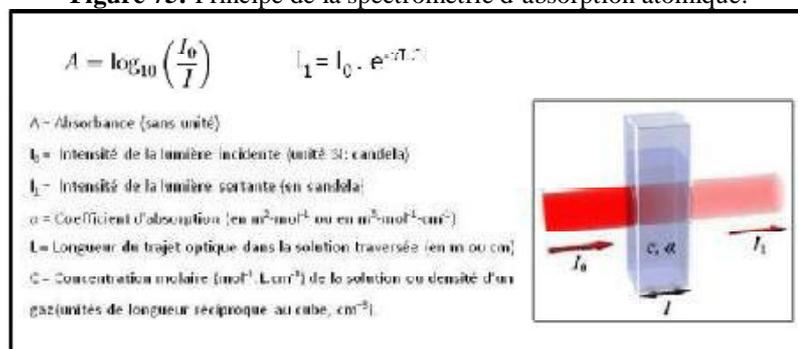


Figure 76 : Principe général de la loi de Beer-Lambert.

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

Les dosages ont été réalisés à la Sonatrach au niveau du laboratoire du complexe GNL1 / Z : Gaz Naturel Liquéfié 1 Arzew. L'appareil mis à notre disposition pour l'analyse de nos échantillons est un S.A.A. (Fig. 77) de marque Perkin Elmer : AAnalyst 100 – version 1,10 5s70 piloté d'un ordinateur pour traitement des résultats. Il est doté de lampes de type H.C.L. Hollow Cathod Lamp (lampe à cathode creuse), spécifique pour chaque élément (Tab. 54).

**Tableau 54:** Les conditions opératoires en spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme.

ETM	Longueur d'onde ( $\lambda$ )	Bande pass (fréquence) mm	courant (m.A)	Débit; flamme Air/Acétylène (ml / m <sub>3</sub> )	Brûleur (mm)	Temps d'intégration pour le calculateur
Cd	288.8	-	-	28	100	1
Pb	217.0	0.5	10	28	100	1
Zn	213.9	0.2- 0.5	10	28	100	1



**Figure 77 :** Spectrophotomètre à Absorption Atomique à flamme A.Analyste 100 (Perkin Elmer)

#### ☞ Etalonnage

L'étalonnage a été réalisé avec une gamme relative à la concentration des échantillons. Pour chaque métal à analyser, les échantillons standards ont été préparés à partir des solutions mères (Tab. 55). Les concentrations des échantillons biologiques doivent être comprises dans l'intervalle des concentrations des solutions standards (Pinta *et al.*, 1979). Pour chaque métal recherché, une courbe étalon relative à la concentration des échantillons a été tracée à partir des solutions standards pour avoir une lecture précise des dosages au SSAaf.

**Tableau 55:** Concentrations des solutions mères (S<sub>1</sub>, S<sub>2</sub>, S<sub>3</sub>) de la gamme étalon.

ETM à doser	Concentration des solutions mères dans 100 mg/l d'eau bidistillée		
	S <sub>1</sub>	S <sub>2</sub>	S <sub>3</sub>
<b>Cd</b>	2	4	6
<b>Pb</b>	2	4	6
<b>Zn</b>	2	4	6

#### 2.4- Assurance de la qualité du dosage

Dans ce paragraphe, sont présentés différents contrôles qui permettent de garantir les qualités des mesures.

La vérification de l'absence d'une éventuelle contamination des échantillons lors de l'analyse s'effectue grâce à un blanc d'essai. Ce témoin négatif est traité suivant le même protocole que les autres échantillons afin de vérifier la validité de la méthode en garantissant que les composés détectés dans les échantillons ne proviennent pas d'une contamination lors de l'analyse.

La fiabilité du protocole décrit précédemment a été validée à l'aide d'un échantillon certifié *Fucus. Sp* (A.I.E.A, 1995). Les concentrations en EMTs obtenues avec ce mode opératoire ont été comparées aux valeurs certifiées. Cet échantillon certifié permet de contrôler la qualité des analyses. Le protocole utilisé lors de cette étude permet donc l'obtention de résultats en accord avec les valeurs de référence certifiées.

L'écart pour cent ( $\Delta$  %) est ainsi fixé entre la valeur trouvée ( $V_t$ ) par notre analyse et la valeur de référence ( $V_r$ ) définie par l'A.I.E.A avec :

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

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 référence;  $V_c$ : valeur corrigée).

En conséquence, les résultats acquis au cours de ce travail ne sont pas corrigés pour les biais de justesse (Tab. 57). 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.

**Tableau 57** : Résultats obtenus des exercices d'inter-calibration exprimés en ppm P.S.

Elément	Valeur référence (A.I.E.A, 1995, Monaco)		Valeur trouvée
	Min -Max	Moyenne	
<b>Cadmium</b>	(0,50 - 0,57)	0,53	0,52
<b>Plomb</b>	(1,91- 2,47)	2,19	2,15
<b>Zinc</b>	(45,3 - 49,3)	47,3	48,5

## 2.5- Détermination de la teneur en eau

Nous avons jugé utile de déterminer la teneur en eau dans nos échantillons de la chair et du foie du merlu. Elle se définit comme étant le pourcentage d'eau contenu par unité pondérale de chair fraîche.

### ☞ Protocole

Notre protocole expérimental consiste à étuver 2g de chaque sous-échantillon frais à une température de 65°C pendant 48 heures (Fig. 78). Après la déshydratation complète, ces derniers sont pesés de nouveau et la teneur en eau (%) est déterminée de la manière suivante :

$$T \% = \frac{P.F.(g) - P.S.(g)}{P.F.(g)} \times 100$$

P.F : Poids frais de l'échantillon considéré

P.S : Poids Sec de l'échantillon considéré

T % : Pourcentage en eau dans l'échantillon considéré (Teneur en eau)



**Figure 78:** Etuvage des sous-échantillons du merlu (Méthode de déshydratation de la matière organique).

Dans le cadre de ce travail, nous avons adapté ce mode d'expression pour les résultats de concentration métallique dans les échantillons biologiques. En effet, fournir des résultats en poids secs permet d'abord de s'affranchir des problèmes de teneurs en eau variables d'un individu à l'autre et qui peuvent être modifiées. Par exemple, par la congélation des échantillons et par la suite, on peut effectuer une bonne comparaison avec différentes valeurs fournies par la littérature, puisque ces dernières font souvent référence à ce mode d'expression.

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

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

## 2.6- Traitement statistique des résultats

Le traitement statistique des résultats a été effectué sur PC à l'aide de Microsoft Excel, version 2007. Pour comparer les moyennes des concentrations en métaux lourds entre deux groupes indépendantes issues de la même population le **test t de Student** (test d'égalité des espérances : deux observations de variance égale) a été utilisé pour estimer la signification des différences entre les concentrations en polluants métalliques. Cette différence a été considérée significative à un **seuil de probabilité (p) inférieur à 5 % ( $p < 0.05$ )**.

Afin de tester l'homogénéité des concentrations en métaux lourds par rapport aux différentes classes de tailles des individus, l'analyse de variance a été utilisée. Ainsi, ce test fournit la conclusion où les séries expérimentales testées (en fonction du sexe, des saisons, des organes et des classes de taille) ont conduit à des moyennes significativement différentes à un seuil de probabilité (p) inférieur à 5 % ( $p < 0.05$ ).

## VI - Résultats

Parmi les substances chimiques provenant des rejets industriels, agricoles et des eaux usées domestiques, et qui polluent l'environnement marin, les métaux traces ont un retentissement écologique considérable. Pour étudier la distribution des **ETMs** présents à l'état de trace dans l'environnement, il est nécessaire de déterminer avec précision leurs concentrations dans différentes matrices biologiques.

Une étude du suivi des concentrations pour trois polluants cibles durant l'année 2006 a permis d'évaluer le niveau de contamination du merlu *Merluccius merluccius* et, par conséquent, de son habitat naturel.

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

L'analyse des dosages a révélé la présence de teneurs en métaux traces avec des concentrations très hétérogènes au niveau des échantillons, la contamination la plus importante concerne relativement le zinc. Ce dernier (Zn) n'est pas un métal toxique, néanmoins, une forte concentration peut engendrer des dérèglements physiologiques à l'organisme (**Aubert et al.; 1982 ; Leblanc al.;2004 ; Fairbrother al.; 2007**).

Les concentrations moyennes des différents polluants ont été calculées par rapport au poids frais du muscle et du foie du merlu et sont exprimées en ppm. Nous avons déterminé la teneur en eau dans la chair et le foie du merlu, et cela pour convertir les résultats exprimés en ppm 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

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

rencontrées dans la littérature du moment que cette dernière fait souvent référence à ce mode d'expression.

Ainsi, les teneurs moyennes en eau recherchées au niveau des deux organes du merlu *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran sont regroupées dans le tableau 57.

**Tableau 57:** Teneur moyenne en eau dans le muscle et le foie du merlu de la côte oranaise.

<b>Organe (1g)</b>	<b>Teneur moyenne en eau %</b>	<b>Ecart type</b>
<b>Muscle</b>	75,15	0,02
<b>Foie</b>	33,01	0,13

Afin de procéder à une interprétation minutieuse, nous nous sommes proposés de répartir nos échantillons en fonction de quatre groupes de tailles (17-26cm, 27-36cm, 37-46 et 47-56cm) chez la femelle et (13-22cm, 23-32cm, 33-42cm et 43-52cm) chez le mâle, et de cerner certains paramètres biologiques propres à l'espèce par exemple le sexe, la taille, l'état physiologique (maturité sexuelle), susceptibles de modifier les teneurs en métaux.

Enfin, et pour obtenir un reflet le plus fin possible de la variation des niveaux de contaminations, nous avons complété nos observations par une étude statistique.

**1- Variations saisonnières des pourcentages des teneurs en métaux lourds dans le muscle et le foie du merlu de la baie d'Oran**

L'évolution du pourcentage des teneurs en métaux en fonction des saisons et du sexe peut être perçue à travers l'analyse des tableaux 58 et 59 et graphiquement sur les figures 79-80 et 81-82.

**Tableau 58:** Pourcentages des différentes teneurs en métaux lourds observés au niveau du muscle du merlu à différentes périodes de l'année 2006.

		<b>Eté</b>	<b>Automne</b>	<b>Hiver</b>	<b>Printemps</b>
<b>Sexe</b>	<b>ETM</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>
<b>Femelles</b>	Cd	2,40	2,66	2,19	3,22
	Pb	2,01	3,26	2,70	2,07
	Zn	95,58	94,06	95,10	94,70
<b>Mâles</b>	<b>ETM</b>	<b>Eté</b>	<b>Automne</b>	<b>Hiver</b>	<b>Printemps</b>
	Cd	2,42	1,92	2,12	2,51
	Pb	2,32	3,51	1,79	1,78
	Zn	95,25	94,56	96,07	95,70

**Tableau 59** : Pourcentages des différents teneurs en métaux lourds observés au niveau du foie du merlu à différentes périodes de l'année 2006.

Sexe	ETM	Eté	Automne	Hiver	Printemps
		%	%	%	%
Femelles	Cd	2,36	2,46	2,29	3,13
	Pb	1,87	3,10	2,25	2,19
	Zn	95,76	94,43	95,11	94,67
Mâles	ETM	Eté	Automne	Hiver	Printemps
	Cd	2,05	1,79	2,75	2,49
	Pb	2,49	3,05	2,59	2,19
	Zn	95,45	95,14	94,65	95,31

Afin de calculer si les concentrations en polluants retrouvées pendant les différentes périodes de l'année diffèrent significativement entre elles, nous avons été amenés à calculer le **test khi-deux  $X^2$**  (Schwartz, 1992).

Globalement, et suite aux résultats obtenus, il ressort que les deux populations mâles et femelles, semblent présenter des variations analogues des pourcentages des micropolluants (**Zn, Pb et Cd**) dans le temps.

- Ormis tous les métaux, **le zinc** se détache nettement avec une dominance 95,58 % en été, 94,06 % en automne, 95,10 % en hiver et 94,70 % en printemps au niveau du muscle et 95,25 % en été, 94,56 % en automne, 96,07 % en hiver et 95,70 % en printemps au niveau du foie pour les merlus femelles. Des proportions bien identiques sont observées pour les mâles et ceux-ci pour les deux organes cibles le tissu musculaire et hépatique respectivement : 95,25 % en été, 94,56 % en automne, 96,07 % en hiver et 95,70 % en printemps avec 95,45% en été, 95,14 % en automne, 94,65 % en hiver et 95,31 % en printemps (cf. tableaux 58 et 59 ; figures 79, 80, 81 et 82).

Il apparaît par ailleurs et avec évidence que le zinc représente à lui seul le  $\frac{3}{4}$  des autres éléments en toute saisons enregistrés pour ce même métal ne semble pas fluctuer en fonction des temps.

- Les plus faibles pourcentages concernent en particulier le **plomb** et le cadmium qui semblent varier dans le temps, aussi bien chez les femelles que les mâles et ceux-ci dans les deux organes.

En effet, pour les femelles le plomb hépatique présente un faible pourcentage en période estivale (1,87 %) qui tend à augmenter progressivement pour atteindre 3,10 % en période automnale pour se stabiliser légèrement au cours des deux autres périodes de l'année à savoir l'hiver (2,25) et le printemps (2,19). Pour les mêmes individus, les pourcentages de l'élément plombique au niveau musculaire suivent les mêmes variations que celles du tissu musculaire avec un maximum observé en automne 3,26 %.

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

Pour les mâles, les mêmes constatations ont été faites: le pourcentage plombique au niveau du foie, est présent avec 2,49 % en été, une hausse de la teneur de ce métal est enregistrée en automne 3,05 % puis chute légèrement en printemps 2,19 %. Pour le muscle de ces individus et pour le même micropolluant, atteint un pourcentage maximal en automne 3,51 % puis chute de manière progressive pour la saison d'après 1,79 % et enfin se stabilise en période printanière.

- Le pourcentage du **cadmium** chez les merlus femelles au niveau du foie est plus au moins stable pendant les trois premières saisons de l'année : l'été (2,36 %), automne (2,46 %), et hiver (2,29 %) puis marque une élévation en printemps (3,13 %). Pratiquement les pourcentages cadmiques dénotés au niveau du filet des femelles suivent les mêmes fluctuations que le tissu hépatique (l'été (2,40 %), automne (2,66 %), et hiver (2,19 %) puis marque une élévation en printemps (3,22 %).

Comme pour les femelles, les merlus mâles, présentent un pourcentage en cadmium au niveau du foie 2,05 % en été avec tendance à la baisse en saison automnale 1,79 % qui augmente progressivement pour atteindre un pourcentage 2,75 % en hiver puis diminue très faiblement en printemps 2,49 %. En effet, les pourcentages cadmique dans le muscle des mâles fluctuent au cours des différentes saisons de l'année avec 2,42 en été, 1,92 % en automne, 2,12 % en hiver et 2,51% en printemps.

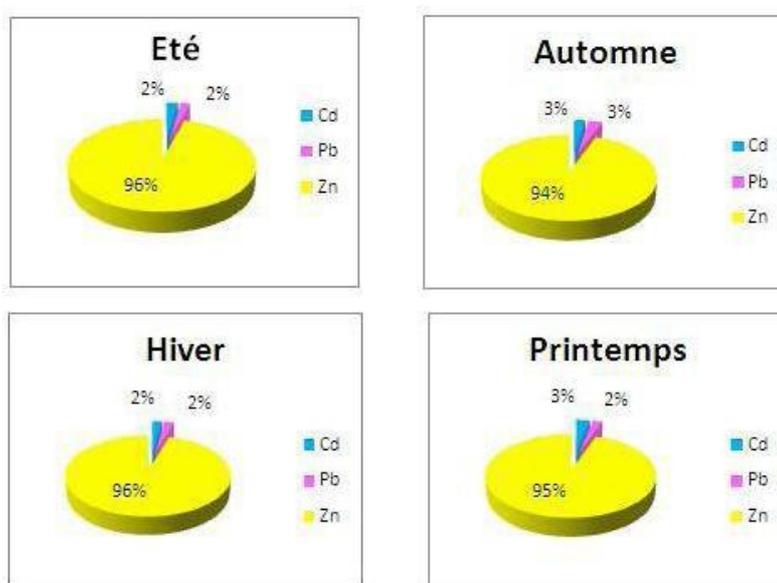


Figure 79: Pourcentage des teneurs en métaux traces évaluées dans le foie des femelles merlu selon les 4 saisons.

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

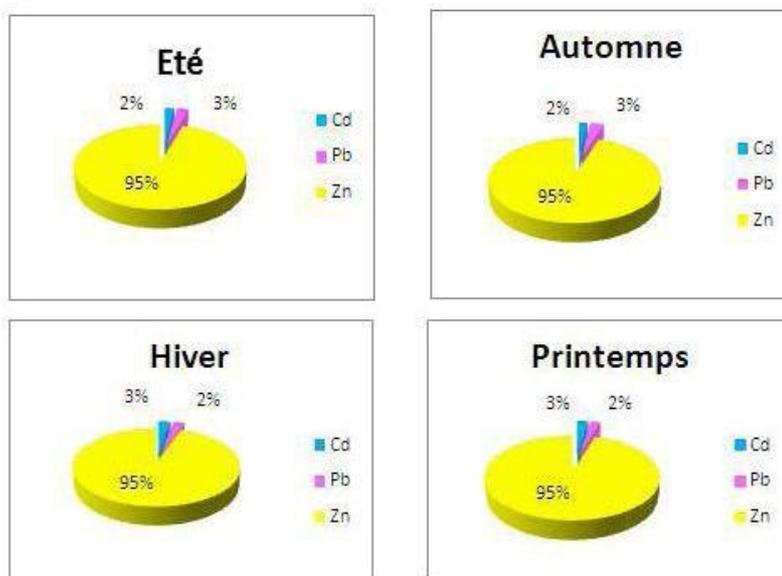


Figure 80: Pourcentage des teneurs en métaux traces évaluées dans le foie des mâles merlu selon les 4 saisons.

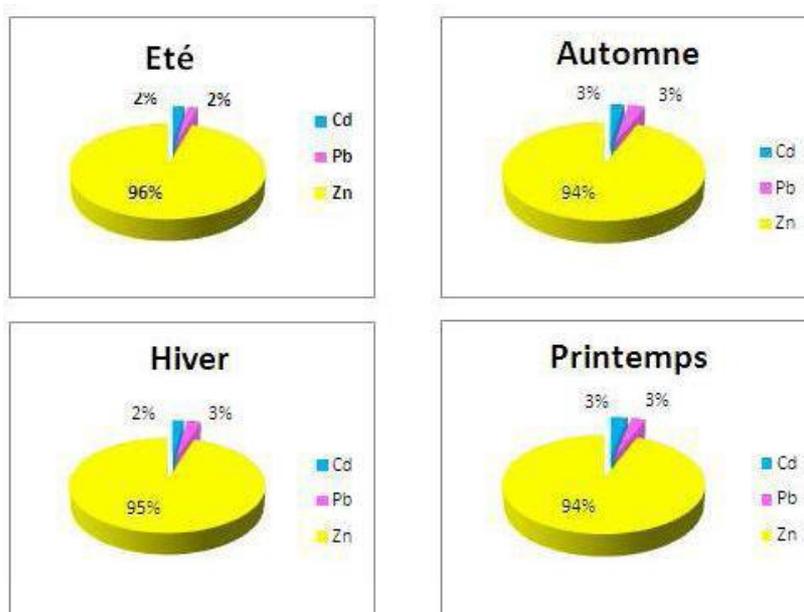
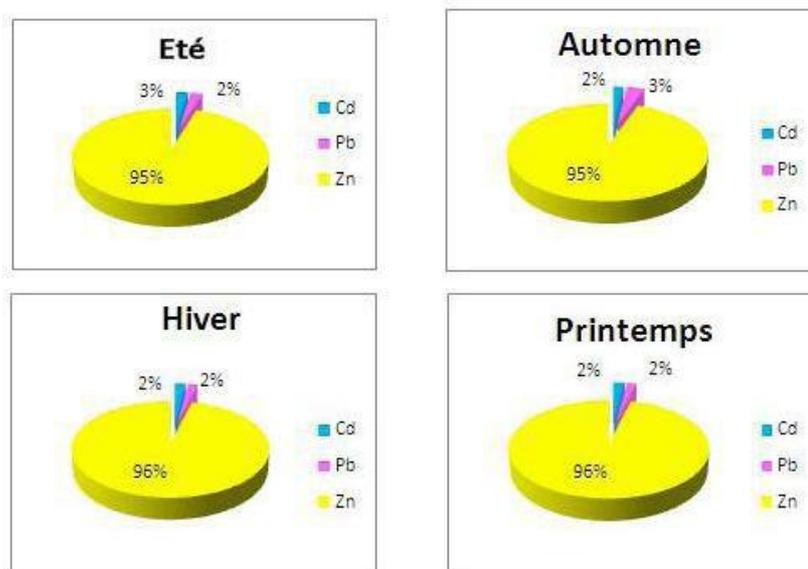


Figure 81: Pourcentage des teneurs en métaux traces évaluées dans le muscle femelles selon les 4 saisons.



**Figure 82:** Pourcentage des teneurs en métaux traces évaluées dans le muscle du merlu mâle selon les 4 saisons.

## 2- Evaluation statistique des concentrations en métaux lourds (Zn, Pb et Cd) pendant les périodes du cycle de reproduction du merlu.

Dans les deux organes du merlu ciblés dans ce présent travail, les fluctuations des teneurs en éléments traces moyennes semblent étroitement liées à certains phénomènes physiologiques (taille, sexe et période de reproduction). Ces derniers paramètres vont nous servir comme outil pour une étude statistique.

Nos résultats nous amène à conclure qu'au niveau de la baie d'Oran, l'époque de frai du *M. merluccius* s'échelonne sur toute l'année avec un maximum de ponte en été et en hiver et un minimum en automne et en printemps.

La lecture des tableaux 60, 61 et 62 résumant le calcul des concentrations moyennes (ppm P.F.  $\pm$  écart type) saisonnières et annuelles des métaux lourds ciblés chez *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran.

### 2.1- Evaluation statistique des concentrations en zinc

#### 2.1.1- Evaluation statistique des concentrations en zinc pendant les deux périodes du cycle de reproduction (Tab. 60).

**Tableau 60** : Variations saisonnières des concentrations moyennes en zinc (ppm P.F.  $\pm$  écart type) chez *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran.

Saison	REPRODUCTION						Moyenne Annuelle
	Minima			Maxima			
	Automne	Printemps	Moyenne	Eté	Hiver	Moyenne	
<b>Femelle</b>	8,72 $\pm$ 0,10	9,06 $\pm$ 0,37	<b>8,89<math>\pm</math>0,24</b>	11,73 $\pm$ 0,48	6,52 $\pm$ 0,41	<b>9,12<math>\pm</math>3,68</b>	<b>9,00<math>\pm</math>0,16</b>
<b>Mâle</b>	10,59 $\pm$ 0,21	9,57 $\pm$ 0,15	<b>10,08<math>\pm</math>0,72</b>	10,70 $\pm$ 0,25	5,85 $\pm$ 0,20	<b>8,27<math>\pm</math>2.80</b>	<b>7,96<math>\pm</math>3.43</b>

- **Femelles:** Le test **t de Student** ne donne aucune différence significative ( $p > 0.05$ ) entre la concentration moyenne obtenue à la période de minima et celle obtenue à la période d'activité sexuelle ( $t_{cal} = 0,09$ ). Les concentrations moyennes de ces deux périodes ne diffèrent pas donc d'une manière significative.
- **Mâles:** Comme pour les femelles, nous n'observons pas de différence significative ( $t_{cal} = 0,72$ ) entre les concentrations moyennes des deux périodes du cycle de reproduction.

#### 2.1.2- Evaluation statistique des concentrations en zinc entre les saisons (Tab. 60)

- **Femelles**
  - ❖ **Automne- Printemps:** Les concentrations moyennes enregistrées pendant les deux saisons ne présentent aucune différence significative puisque la valeur du test  $t = 0,46$ , est inférieure à celle lue sur la table (**1,94**) au risque  $\alpha = 0,05$ .
  - ❖ **Eté-Hiver:** Une différence significative ( $p < 0.05$ ) est observée entre les valeurs de ces deux saisons pour un risque  $\alpha = 0,05$ . Pour une **d.d.l égale à 6**, la valeur calculée  $t = 5,93$ , est supérieure à celle lue sur la table (**1,94**).
- **Mâles**
  - ❖ **Automne-Printemps:** Les résultats statistiques ne révèlent pas une différence significative entre les concentrations moyennes des deux saisons, vu que la valeur de  $t$  retrouvée (**1,03**) est inférieure à celle lue sur la table (**1,94**) au risque  $\alpha = 0,05$ .
  - ❖ **Eté-Hiver:** La valeur calculée à partir du test t de Student reste nettement supérieure (**7,80**) à celle lue sur la table (**1,94**), donc une différence significative est notée entre ces deux saisons.

#### 2.1.3- Evaluation statistique des concentrations en zinc chez les deux sexes (Tab. 60)

Pour un risque  $\alpha = 0,05$  et une ddl égale à 6, la valeur  $t$  calculée (**0,10**) reste inférieure à celle lue sur la table (**1,94**). Il ressort qu'aucune différence n'est à noter entre les concentrations moyennes annuelles décelées chez les mâles et les femelles.

## 2.2- Evaluation statistique des concentrations en cadmium

### 2.2.1- Evaluation statistique des concentrations en cadmium pendant les deux périodes du cycle de reproduction (Tab. 61)

**Tableau 61:** Variations saisonnières des concentrations moyennes en cadmium (ppm P.F.  $\pm$  écart type) chez *M. merluccius* de la baie d'Oran.

Saison	REPRODUCTION						Moyenne annuelle
	Minima			Maxima			
	Automne	Printemps	Moyenne	Eté	Hiver	Moyenne	
<b>Femelle</b>	0,23 $\pm$ 0,17	0,30 $\pm$ 0,20	<b>0,26<math>\pm</math>0,05</b>	0,29 $\pm$ 0,08	0,16 $\pm$ 0,07	<b>0,22<math>\pm</math>0,09</b>	<b>0,25<math>\pm</math>0,02</b>
<b>Mâle</b>	0,20 $\pm$ 0,10	0,25 $\pm$ 0,19	<b>0,22<math>\pm</math>0,03</b>	0,23 $\pm$ 0,08	0,17 $\pm$ 0,08	<b>0,20<math>\pm</math>0,04</b>	<b>0,21<math>\pm</math>0,01</b>

- **Femelles:** Le test **t** ne révèle aucune différence significative au risque  $\alpha=0,05$  entre les valeurs moyennes enregistrées pour les deux saisons envisagées (la valeur de **t** est égale à **0,54**, nettement inférieure à la valeur critique **2,91**).
- **Mâles:** La valeur de **t** calculée (**0,64**) est inférieure à celle lue sur la table (**2,91**) pour un risque  $\alpha=0,05$ . Donc nous déduisons que les concentrations moyennes des deux périodes du cycle de reproduction ne diffèrent pas entre elles d'une manière significative.

### 2.2.2- Evaluation statistique des concentrations en cadmium pendant les saisons (Tab. 61)

- **Femelles**
  - ❖ **Automne- Printemps:** Le test **t** révèle une valeur supérieure (**3,09**) à la valeur critique (**1,94**) au risque  $\alpha=0,05$ . Ainsi les deux concentrations moyennes des deux saisons présentent entre elles une différence significative.
  - ❖ **Eté-Hiver:** En ces deux saison, les valeurs de la concentration moyenne du cadmium ne diffèrent pas significativement entre elles au risque  $\alpha=0,05$  ( $t_{cal}=1.01$ ).
- **Mâles**
  - ❖ **Automne-Printemps:** Le test **t de Student** dénote une légère différence significative entre les concentrations de ces deux saisons pour un risque  $\alpha=0,05$  (valeur calculée égale à **2,09**).
  - ❖ **Eté-Hiver :** Aucune différence significative n'a été enregistrée entre les concentrations cadmiques des deux saisons ( $t_{cal}=1.89$ ).

### 2.2.3- Evaluation statistique des concentrations en cadmium chez les deux sexes (Tab. 61)

Pour un risque  $\alpha = 0,05$ , la valeur **t** calculée (**0,88**) reste inférieure à celle lue sur la table (**1,94**) traduisant ainsi une absence de différence significative entre les concentrations moyennes annuelles remarquées chez les mâles et les femelles.

### 2.3- Evaluation statistique des concentrations en plomb

#### 2.3.1- Evaluation statistique des concentrations en plomb pendant les deux périodes du cycle de reproduction (Tab. 62)

**Tableau 62:** Variations saisonnières des concentrations moyennes en **plomb** (ppm P.F.  $\pm$  écart type) chez *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran.

Saison	REPRODUCTION						Moyenne annuelle
	Minima			Maxima			
	Automne	Printemps	Moyenne	Eté	Hiver	Moyenne	
<b>Femelle</b>	0,29 $\pm$ 0,08	0,21 $\pm$ 0,15	<b>0,25<math>\pm</math>0,06</b>	0,23 $\pm$ 0,19	0,18 $\pm$ 0,07	<b>0,20<math>\pm</math>0,04</b>	<b>0,22<math>\pm</math>0,04</b>
<b>Mâle</b>	0,34 $\pm$ 0,34	0,22 $\pm$ 0,12	<b>0,28<math>\pm</math>0,08</b>	0,28 $\pm$ 0,20	0,16 $\pm$ 0,08	<b>0,22<math>\pm</math>0,08</b>	<b>0,25<math>\pm</math>0,04</b>

- **Femelles:** Le test **t** donne une valeur inférieure (**tcal=0,95**) à celle de la valeur critique (**t=2,91**). De ce fait aucune différence n'est remarquée entre les deux concentrations correspondant à la période de la reproduction minimale et à celle de la période de la reproduction maximale.
- **Mâles:** Au risque  $\alpha=0.05$ , la valeur de **t** calculée (0.70) reste inférieure à celle lue sur la table **t** (2.91) traduisant ainsi une absence de différence significative entre les deux concentrations moyennes des deux saisons.

#### 2.3.2- Evaluation statistique des concentrations en plomb entre les saisons (Tab. 62)

- **Femelles**
  - ❖ **Automne- Printemps:** Une différence significative entre les concentrations moyennes plombiques de l'automne et celle de printemps est notée, la valeur **t** calculée est égale à **2,66**, supérieure à celle lue sur la table (**1,94**).
  - ❖ **Eté-Hiver:** La valeur de **t** calculée (**1,82**) est inférieure à la valeur critique (**1,94**) avec un risque  $\alpha=0,05$ , nous concluons ainsi que, les concentrations moyennes des deux saisons considérées ne diffèrent pas entre elles d'une manière significative.

- **Mâle**

- ❖ **Automne-Printemps:** Les valeurs des deux concentrations pour les deux saisons sont différentes de manière significative au risque  $\alpha=0,05$  et pour 6 degrés de liberté,  $t$  calculée est égales à **2,19**.
- ❖ **Eté-Hiver:** Aucune différence significative n'a été enregistrée entre la concentration moyenne de l'été et celle de l'hiver au risque  $\alpha=0,05$  ( $t_{cal}=0,95$ ).

### 2.3.3- Evaluation statistique des concentrations en plomb chez les deux sexes (Tab. 62)

Pour ce métal, la valeur calculée de  $t$  reste inférieure à celle lue sur la table (1.94) pour le risque  $\alpha=0.05$ . Absence de différence significative entre les moyennes annuelles des concentrations pour les deux sexes.

### 3- Variations des teneurs en métaux lourds (Cd, Pb et Zn)

Tous les polluants métalliques recherchés : zinc (Zn), plomb (Pb), cadmium (Cd), sont présents dans les échantillons étudiés de *Merluccius merluccius* provenant de la baie d'Oran à des concentrations importantes très hétérogènes (Tab. 63).

La concentration maximale du cadmium est enregistrée dans le tissu hépatique des individus femelles avec une valeur de 0.98 ppm P.F; tandis que le muscle des mâles représente la plus faible concentration (0.07 ppm P.F). Contrairement, la concentration du plomb la plus élevée est retrouvée dans le tissu musculaire des mâles (1.12 ppm P.F), et la valeur minimale est notée dans le foie des femelles avec un taux atteignant 0.41 ppm P.F.

Concernant le zinc, il est à noter que les organes ciblés des femelles enregistrent des concentrations maximales de 25.96 ppm P.F.

### 4- Variations des teneurs moyennes en métaux lourds en fonction des organes et sexes

Nous basant sur les résultats regroupés sur le tableau 63 et illustrés sur la figure 83; nous constatons que les teneurs en cadmium bioaccumulées au niveau du foie des femelles sont de  $(0,30 \pm 0,08$  ppm P.F), et celles mesurées chez les mâles de l'ordre  $(0,23 \pm 0,05$  ppm P.F). Ces teneurs cadmiques au niveau du foie sont significativement plus élevées chez les femelles comparées aux taux observés chez les mâles ( $P < 0,05$ ).

Néanmoins, aucune différence significative n'est observée dans les teneurs en Cd au niveau du muscle comparé à celle notée dans le foie chez les deux sexes (Fig. 83).

La comparaison des teneurs en plomb ne montre aucune différence significative entre les échantillons hépatiques et musculaires chez le merlu tous sexes confondus, ils sont globalement du même ordre de grandeur (Fig. 83).

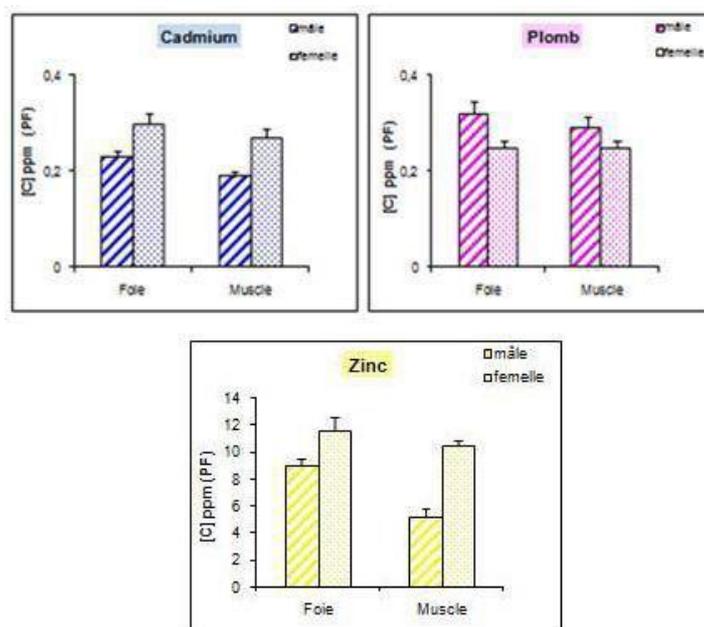
**Tableau 63** : Variation des teneurs moyennes en métaux lourds (moyenne  $\pm$  écart type ppm P.F.) du foie et du muscle de *Merluccius merluccius* pêché dans la baie d'Oran.

Métaux		Cd		Pb		Zn	
Sexe	N	F	M	F	M	F	M
Mâle	265	0,23 $\pm$ 0,05	0,19 $\pm$ 0,03	0,32 $\pm$ 0,16	0,29 $\pm$ 0,28	9,08 $\pm$ 0,43	5,24 $\pm$ 0,59
Femelle	265	0,30 $\pm$ 0,08	0,27 $\pm$ 0,19	0,25 $\pm$ 0,06	0,25 $\pm$ 0,04	11,58 $\pm$ 0,96	10,54 $\pm$ 0,36

F : foie ; M : muscle ; N: nombre d'échantillons

Enfin, ces résultats montrent que la concentration en Zn au niveau du foie est de 1,2-fois plus notable chez les femelles versus mâles et de 2-fois plus importante dans le muscle (Fig. 83).

Les teneurs en zinc enregistrées au niveau des deux organes ciblés révèlent une différence significative ( $p < 0,05$ ) avec une dominance d'un taux supérieur chez les femelles (11,58 $\pm$ 0,96) et (10,54 $\pm$ 0,36) respectivement dans le tissu hépatique et musculaire.



**Figure 83:** Variation des teneurs moyennes en métaux lourds (Cd, Pb, Zn) (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) du foie et du muscle de *Merluccius merluccius* pêché dans la baie d'Oran.

### 5- Variations mensuelles des concentrations moyennes en métaux lourds dans le muscle et le foie du merlu de la baie d'Oran

Dans cette présente étude, les paramètres taille, et sexe n'ont pas été pris en considération. Les résultats trouvés sont rassemblés dans le tableau 64 et illustrés sur la figure 84.

D'une manière globale, nous assistons à des épisodes de hausses et de chutes des teneurs en métaux. Ces variations sont beaucoup plus accentuées quand il s'agit du zinc et du plomb, par contre, le cadmium subit de faibles fluctuations (cf. Fig. 84).

Les concentrations en cadmium sont assez faibles par rapport aux deux autres xénobiotiques étudiés : le plomb et le zinc. La valeur maximale du Cd est enregistrée pendant le mois de novembre au niveau du foie ( $0,82 \pm 0,23$  ppm P.F) et du muscle ( $0,69 \pm 0,33$  ppm P.F) et la valeur minimale atteinte pour le muscle est de l'ordre de ( $0,05 \pm 0,04$  ppm P.F), pour le foie, celle-ci est de  $0,06 \pm 0,02$  (ppm P.F) pendant le mois de septembre.

Néanmoins, nous avons remarqué que les concentrations en cadmium au niveau du foie pendant les mois de novembre et mai sont approximativement 10 à 13-fois plus élevées par rapport aux teneurs notées durant les mois d'août, septembre, octobre, janvier, février et mars. Toutefois, à partir du printemps (avril, mai, juin) que les concentrations cadmiques vont augmenter de manière progressive.

Pour le muscle, les résultats de ce même métal toxique sont similaires au cours de ces mois-ci. Il en ressort que cette étude révèle une différence très significative ( $p < 0.05$ ) entre les mois d'échantillonnage correspondant aux saisons (estivale, hivernale) et (automne, printanière).

Les teneurs en plomb sont assez hétérogènes (cf. Fig. 84). Nous avons enregistré une valeur remarquablement élevée durant le mois de mai au niveau des deux organes (foie, muscle) respectivement ( $1,03 \pm 0,10$  ppm P.F) et ( $0,69 \pm 0,02$  ppm P.F).

Au niveau du foie, les teneurs en plomb enregistrées pendant le mois de mai sont 6,8-fois plus augmentées que celles de février. De même qu'au niveau du muscle, la valeur du Pb est 6,9-fois supérieure que celles du mois décembre versus mai ( $p < 0.05$ ). En revanche, dans ce cas, aucune différence significative n'a été enregistrée.

Pratiquement, pour tous les mois de notre étude, les teneurs en zinc sont beaucoup plus élevées que celles des deux autres éléments métalliques (Tab. 64; Fig. 84), un maximum a été observé au mois de juin au niveau du foie ( $13,81 \pm 0,18$  ppm P.F), de même que pour le muscle avec une valeur maximale de l'ordre de ( $11,99 \pm 0,03$  ppm P.F) pour le mois d'octobre, avec une tendance à la baisse se faisant remarquer en janvier au niveau du tissu musculaire ( $1,04 \pm 0,45$  ppm P.F).

**Tableau 64 :** Variations des concentrations en métaux lourds (moyenne  $\pm$  écart type

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

ppm P.F.) en fonction des mois chez *Merluccius merluccius* pêché dans la baie d'Oran.

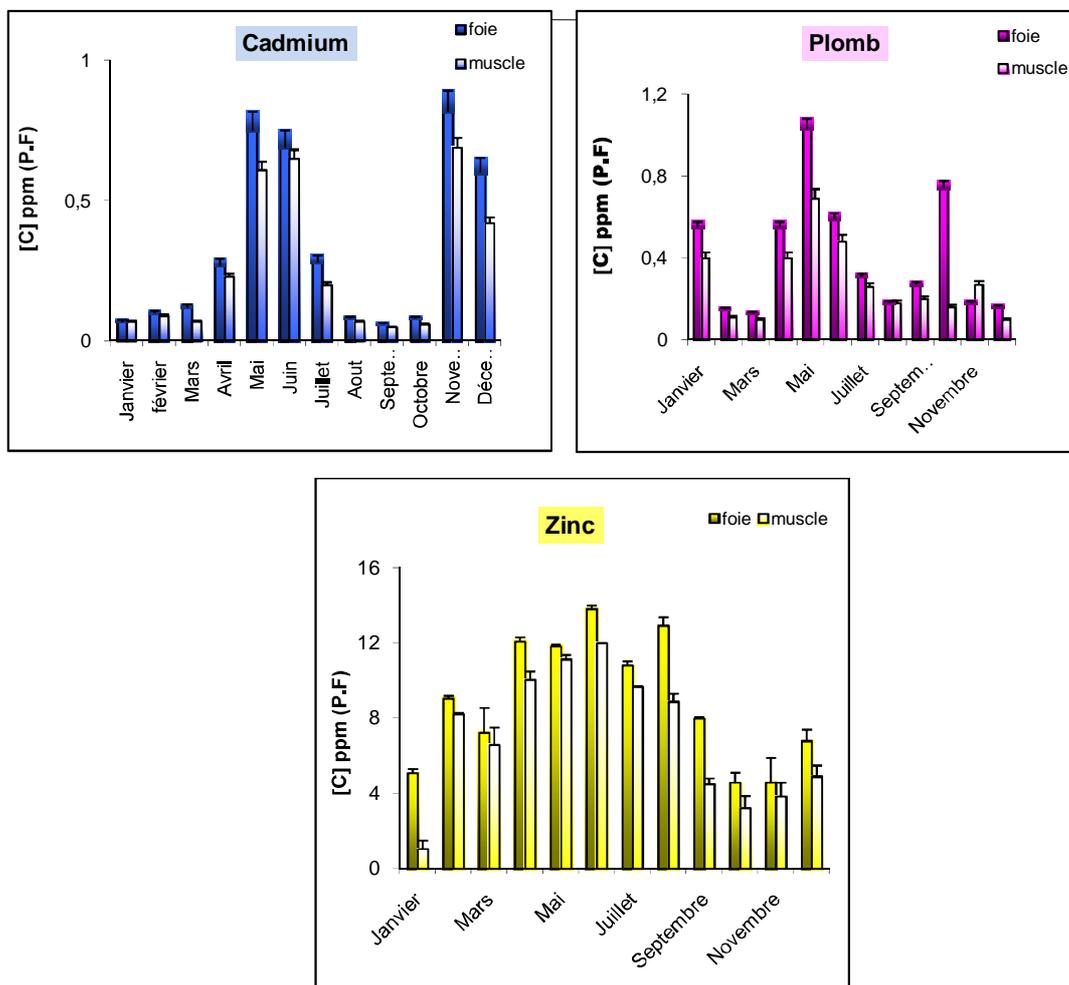
Métaux Organes Mois	Cadmium		Plomb		Zinc	
	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Juillet	0,28±0,11	0,20±0,19	0,31±0,21	0,26±0,15	10,81±0,21	9,68±0,02
Août	0,08±0,01	0,07±0,10	0,18±0,17	0,18±0,08	12,93±0,45	8,87±0,44
Septembre	0,06±0,02	0,05±0,04	0,27±0,23	0,20±0,20	7,98±0,07	4,49±0,29
Octobre	0,08±0,07	0,06±0,07	0,74±0,70	0,16±0,14	4,56±0,55	3,21±0,64
Novembre	0,82±0,23	0,69±0,33	0,18±0,11	0,27±0,16	4,56±1,33	3,84±0,72
Décembre	0,60 ± 0,32	0,42±0,40	0,16±0,10	0,10±0,02	6,78±0,61	4,89±0,59
Janvier	0,07±0,02	0,07±0,02	0,55±0,18	0,40±0,35	5,07±0,22	1,04±0,45
Février	0,10±0,13	0,09±0,02	0,15±0,03	0,11±0,01	9,04±0,15	8,21±0,07
Mars	0,12±0,13	0,07±0,11	0,13±0,01	0,10±0,18	7,22±1,32	6,56±0,95
Avril	0,27±0,02	0,23±0,02	0,55±0,18	0,40±0,35	12,07±0,22	10,04±0,45
Mai	0,75±1,10	0,61±0,21	1,03±0,10	0,69±0,02	11,81±0,10	11,13±0,23
Juin	0,69±0,15	0,65±0,12	0,59±0,12	0,48±0,09	13,81±0,18	11,99±0,03

Pour le zinc, une tendance à la hausse est enregistrée durant les mois relatifs à la période printanière, alors qu'une chute des valeurs moyennes est décelable en automne et en début d'hiver.

Nous avons notés également que les concentrations en zinc au niveau du foie présentent une différence significative ( $p < 0.05$ ) entre le mois de juin ( $13,81 \pm 0,18$  ppm P.F) et celui de janvier avec des moyennes de  $5,07 \pm 0,22$  ppm P.F, le même constat est souligné pour le tissu musculaire pour les mêmes mois respectivement  $11,99 \pm 0,03$  ppm P.F et  $1,04 \pm 0,45$  ppm P.F.

Les résultats obtenus témoignent de l'influence des périodes mensuelles sur les variations des teneurs moyennes en métaux lourds.

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran



**Figure 84:** Variations des concentrations en métaux lourds (moyenne  $\pm$  écart type ppm P.F.) en fonction des mois chez *Merluccius merluccius* pêché dans la baie d'Oran.

### 6- Variations des teneurs en métaux lourds par rapport aux classes de tailles

Afin de pouvoir étudier la variation de la contamination dans la population de merlu, des classes de taille centimétriques ont été fixées à 5 cm par classe, en fonction de sexe (cf. Tab. 65; 66; 67). Ainsi nous avons dégagé quatre classes à savoir: 17-26cm / 27-36cm / 36-46cm / 47-56cm pour les femelles et pour les mâles : 13-22cm / 23-32cm / 33-42cm / 43-52cm. 10 individus de chaque classe centimétrique ont été échantillonnés lorsque cela était possible.

En considérant une étude individuelle de chaque élément en fonction des saisons et de taille, il se dégage plusieurs observations contribuant ainsi à apporter un complément aux résultats trouvés.

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

**Zinc** : les figures 85 et 86 reflètent d'une manière précise, les variations des teneurs en zinc en fonction de la taille. Les individus mâles et les individus femelles semblent présenter des variations analogues de ce micropolluant dans le temps et en fonction de la taille (Tab. 65).

**Tableau 65:** Variations saisonnières des concentrations moyennes en **zinc** (moyenne  $\pm$  écart - type ppm P.F.) en fonction de la taille et du sexe chez *Merluccius merluccius* pêché dans la baie d'Oran (2006).

Saisons		Été		Automne		Hiver		Printemps	
Organe		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Tailles (cm)									
<b>Femelles</b>	17-26	13,17 $\pm$ 0,13	11,51 $\pm$ 0,14	9,25 $\pm$ 0,02	8,88 $\pm$ 0,21	6,98 $\pm$ 0,31	6,31 $\pm$ 0,03	10,06 $\pm$ 0,22	9,90 $\pm$ 0,31
	27-36	11,81 $\pm$ 0,31	10,25 $\pm$ 0,23	10,02 $\pm$ 0,11	8,15 $\pm$ 0,13	6,72 $\pm$ 0,09	6,01 $\pm$ 0,30	8,45 $\pm$ 0,03	7,75 $\pm$ 0,25
	37-46	9,41 $\pm$ 0,59	9,05 $\pm$ 0,21	8,51 $\pm$ 0,03	7,05 $\pm$ 0,11	5,61 $\pm$ 1,03	4,01 $\pm$ 0,01	9,25 $\pm$ 0,06	8,19 $\pm$ 0,10
	47-56	12,54 $\pm$ 0,92	9,01 $\pm$ 0,31	7,10 $\pm$ 0,27	7,01 $\pm$ 0,27	6,77 $\pm$ 0,21	6,21 $\pm$ 0,06	8,49 $\pm$ 1,19	7,06 $\pm$ 0,12
Saisons		Été		Automne		Hiver		Printemps	
Organe		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Tailles (cm)									
<b>Mâles</b>	13-22	11,47 $\pm$ 0,61	11,89 $\pm$ 0,10	11,25 $\pm$ 0,01	9,52 $\pm$ 0,21	6,09 $\pm$ 0,31	5,91 $\pm$ 0,11	8,01 $\pm$ 0,03	7,09 $\pm$ 0,41
	23-32	10,53 $\pm$ 0,12	9,01 $\pm$ 0,15	9,36 $\pm$ 0,14	7,81 $\pm$ 0,29	5,31 $\pm$ 0,15	4,92 $\pm$ 0,16	10,38 $\pm$ 0,23	11,05 $\pm$ 0,23
	33-42	9,35 $\pm$ 0,24	8,99 $\pm$ 0,31	10,91 $\pm$ 0,38	8,04 $\pm$ 0,19	5,22 $\pm$ 0,10	5,99 $\pm$ 0,01	9,68 $\pm$ 0,13	8,95 $\pm$ 0,11
	43-52	11,46 $\pm$ 0,05	9,49 $\pm$ 0,29	10,87 $\pm$ 0,10	8,05 $\pm$ 0,32	6,78 $\pm$ 0,25	6,72 $\pm$ 0,25	10,23 $\pm$ 0,22	9,43 $\pm$ 0,07

**La période estivale** est caractérisée par la présence de teneurs très élevées en zinc pour la population mâle et femelle. Durant cette saison les concentrations moyennes fluctuent en fonction de la taille, en effet les concentrations les plus importantes sont indiquées chez les individus dont la gamme de taille est comprise entre 17-26cm chez la femelle avec une valeur de 13,17 ppm P.F notée au niveau du tissu hépatique et 11,51 ppm P.F dans le tissu musculaire. La même constatation a été soulignée pour la plus petite classe 13-22cm de la population mâle avec des teneurs moyennes 12,47 ppm P.F et 11,89 ppm P.F respectivement au niveau du foie et du muscle.

Pendant la **saison automnale** nous observons une légère diminution des teneurs moyennes en éléments traces versus la période d'été où les valeurs minimales rencontrée au niveau du foie est

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

de l'ordre 7,10 de ppm P.F et celles marquées au niveau du filet est de 7,01 ppm P.F pour les femelles et touche principalement le lot d'individu dont la taille est comprise entre 47cm-56cm. Concernant les mâles, les valeurs minimales observées au niveau du foie est de 7,36 ppm P.F et celle enregistrée au niveau du muscle est de l'ordre de 6,81 ppm P.F et ceci pour la classe de taille 23-32cm. Nous ne constatons pas de variations importantes enregistrées en fonction de la taille durant cette période.

Lors de **la saison hivernale**, nous assistons à une diminution des concentrations moyennes des différents xénobiotiques par rapport aux autres saisons et une légère stabilité est observée pour les individus femelles (Fig. 85) ainsi que les individus mâles (Fig. 86) pour les différentes tailles. On n'assiste pas à des variations importantes au sein des différentes classes de tailles. Néanmoins, les individus mâles et femelles appartenant aux groupes de classes respectivement 37-46cm et 33-42cm accusent des teneurs moyennes d'une valeur de 5,61 ppm P.F au niveau du tissu hépatique et de 4,01 ppm P.F dans le muscle chez les femelles et 5,22 ppm P.F avec 3,99 ppm P.F respectivement dans le foie et le muscle des spécimens mâles.

En ce qui concerne la **saison printanière**, soulignons que les concentrations sont à leur maximum chez le lot des plus jeunes femelle 17-26cm, et ceci pour les deux organes. En effet pour le foie, on enregistre 10,06 ppm P.F et pour le muscle 9,90 ppm P.F. Par contre chez les individus les plus âgés 47-56cm, on enregistre des valeurs suivantes selon leurs ordre (8,49 ppm P.F et 7,06 ppm P.F) dans le foie et le muscle. Le même phénomène est observé chez la population mâle où les concentrations moyennes du zinc de la classe 13-22cm au niveau du foie et du muscle dépassent de 1,03-fois celles de la classe 43-52cm. Pendant cette période douce de l'année, nous assistons à des fluctuations plus au moins importantes en fonction de la taille.

Suite à cette étude, nous avons constaté globalement que les tissus hépatique et musculaire accumulent tous les deux, le zinc chez *Merluccius merluccius*, mais les concentrations les plus importantes se retrouvent au niveau du foie pour les quatre lots de classes. Les variations en zinc semblent étroitement liées aux phénomènes de saisons, en revanche, on ne note pas de variations notables entre les deux sexes.

L'écart entre les teneurs pour différentes classes de taille est plus accentué pendant la période estivale. La diminution des concentrations va de paire avec l'augmentation de la taille, donc avec l'âge de l'individu pour les mâles comme pour les femelles.

Il ressort du traitement statistique des résultats trouvés, l'absence d'une différence significative de la bioaccumulation du zinc entre les quatre groupes de classe différente et pour les deux organes.

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

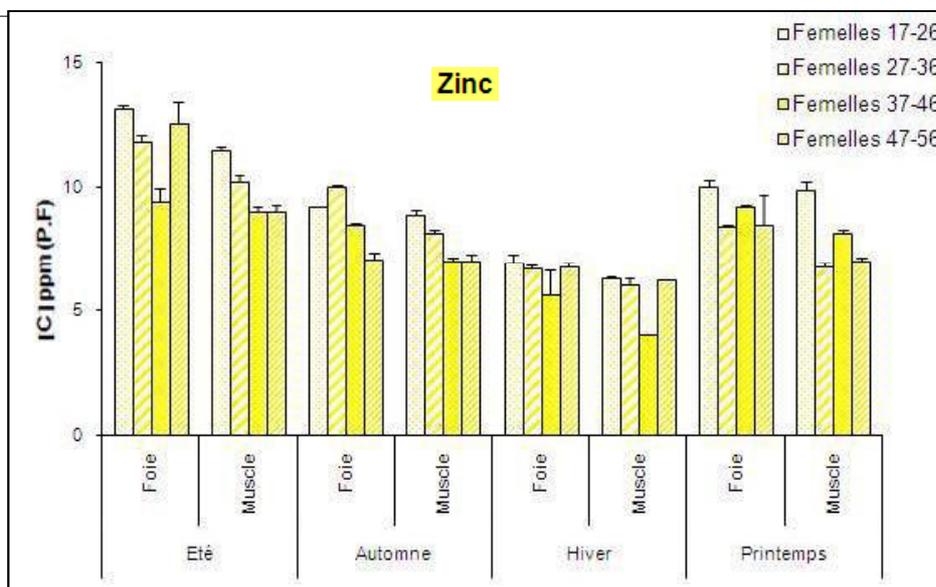


Figure 85: Evaluation mensuelle des teneurs **zinc** (moyenne  $\pm$  écart type ppm P.F.) en fonction de la taille chez *Merluccius merluccius* femelles.

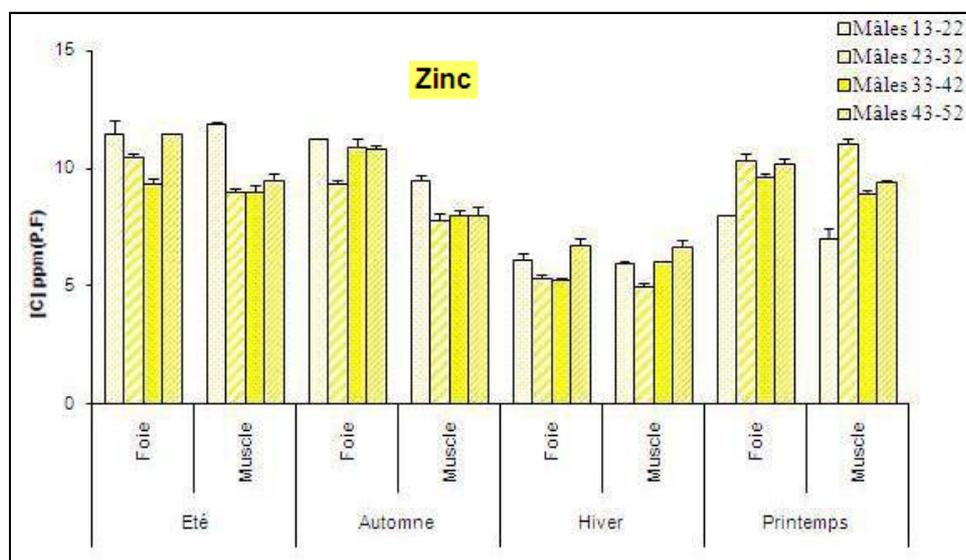


Figure 86 : Evaluation mensuelle des teneurs **zinc** (moyenne  $\pm$  écart type ppm P.F.) en fonction de la taille chez *Merluccius merluccius* mâles.

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

**Plomb** : Les résultats, concernant les variations saisonnières des teneurs moyennes (ppm P.F) en plomb en fonction du sexe et de la taille sont représentés dans le tableau 66 et illustrés par les figures 87 et 88.

**Tableau 66** : Variations saisonnières des concentrations moyennes en **plomb** (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de la taille et du sexe chez *M. merluccius* pêché dans la baie d'Oran (2006).

Saisons		Eté		Automne		Hiver		Printemps	
Organe		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Tailles (cm)		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Femelles	17-26	0,25 $\pm$ 0,22	0,23 $\pm$ 0,19	0,36 $\pm$ 0,12	0,35 $\pm$ 0,21	0,24 $\pm$ 0,11	0,22 $\pm$ 0,09	0,23 $\pm$ 0,01	0,20 $\pm$ 0,03
	27-36	0,23 $\pm$ 0,12	0,22 $\pm$ 0,17	0,31 $\pm$ 0,03	0,28 $\pm$ 0,08	0,17 $\pm$ 0,06	0,19 $\pm$ 0,11	0,22 $\pm$ 0,20	0,19 $\pm$ 0,19
	37-46	0,24 $\pm$ 0,23	0,25 $\pm$ 0,09	0,32 $\pm$ 0,01	0,32 $\pm$ 0,04	0,21 $\pm$ 0,09	0,15 $\pm$ 0,11	0,20 $\pm$ 0,20	0,17 $\pm$ 0,21
	47-56	0,22 $\pm$ 0,21	0,16 $\pm$ 0,20	0,20 $\pm$ 0,19	0,16 $\pm$ 0,06	0,11 $\pm$ 0,03	0,08 $\pm$ 0,19	0,21 $\pm$ 0,22	0,18 $\pm$ 0,10
Saisons		Eté		Automne		hiver		Printemps	
Organe		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Tailles (cm)		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Mâles	13-22	0,30 $\pm$ 0,14	0,27 $\pm$ 0,11	0,40 $\pm$ 0,19	0,41 $\pm$ 0,18	0,27 $\pm$ 0,02	0,17 $\pm$ 0,01	0,28 $\pm$ 0,14	0,19 $\pm$ 1,11
	23-32	0,28 $\pm$ 0,19	0,25 $\pm$ 0,15	0,42 $\pm$ 0,02	0,39 $\pm$ 0,21	0,16 $\pm$ 0,19	0,11 $\pm$ 0,11	0,25 $\pm$ 0,15	0,21 $\pm$ 0,01
	33-42	0,29 $\pm$ 0,25	0,25 $\pm$ 0,12	0,36 $\pm$ 0,06	0,31 $\pm$ 0,05	0,13 $\pm$ 0,03	0,09 $\pm$ 0,06	0,18 $\pm$ 0,09	0,13 $\pm$ 0,02
	43-52	0,26 $\pm$ 0,24	0,19 $\pm$ 0,21	0,19 $\pm$ 0,08	0,15 $\pm$ 0,07	0,10 $\pm$ 0,11	0,09 $\pm$ 0,12	0,20 $\pm$ 0,13	0,18 $\pm$ 0,40

L'**été** est une période qui se caractérise par une hausse des teneurs ; celles-ci oscillent entre 0,22 ppm P.F et 0,25 ppm P.F dans le foie et entre 0,16 ppm P.F et 0,23 ppm P.F dans la chair des femelles, et entre 0,26 ppm P.F et 0,30 ppm P.F avec 0,19 ppm P.F et 0,27 ppm P.F respectivement dans les tissus hépatique et musculaire des individus mâles.

Lors de la **période automnale** on assiste globalement à une augmentation progressive des teneurs moyennes plombiques tous sexes confondus. Les plus fortes concentrations sont notées chez la jeune population (taille entre 17-26cm pour les femelles et 23-32cm pour les mâles), alors que les individus de tailles supérieures voient leurs concentrations baisser avec l'augmentation de la taille donc avec l'âge.

Concernant la **période hivernale**, effectivement on enregistre une certaine diminution des teneurs en fonction de la taille pour les individus mâles (au niveau du foie 0,10 ppm P.F et 0,09 ppm P.F

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

au niveau du muscle, pour les individus de petites tailles contre 0,27 ppm P.F au niveau du foie et 0,17 ppm P.F au niveau du muscle pour les individus de tailles supérieures) et femelles (0,24 ppm P.F dans le tissu hépatique et 0,22 ppm P.F dans le filet pour les individus de petites tailles contre 0,11 ppm P.F au niveau du foie et 0,08 ppm P.F dans le filet pour les individus de tailles supérieures).

Pour les individus des deux sexes, les valeurs moyennes des éléments traces enregistrées pendant la période **printanière** sont plus au moins stables ; le minima est alors de 0,19 ppm P.F au niveau du foie et de 0,15 ppm P.F au niveau du muscle chez les merlus femelles pour le groupe de classe 37-46cm, et pour les merlus mâles, la valeur minimale rencontrée au niveau de leur foie est de 0,18 ppm P.F et 0,13 ppm P.F au niveau de leur muscle dont la classe comprise entre 33-42cm.

Au sein de chaque classe de taille, les teneurs plombiques ne révèlent aucune différence significative entre les deux organes. Par contre, la concentration de ce même métal toxique est plus augmentée au niveau du foie du plus jeune lot des deux sexes que celle qui se trouve dans le foie de la population de la plus grande classe et s'accumule sélectivement chez les mâles que les femelles.

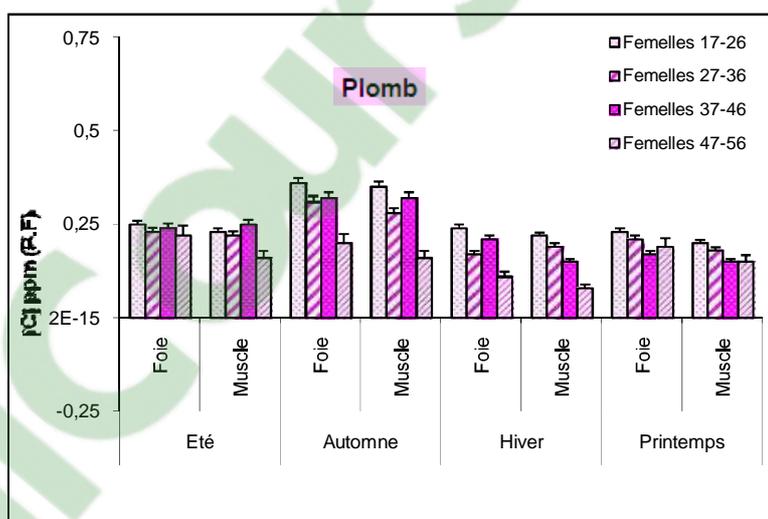
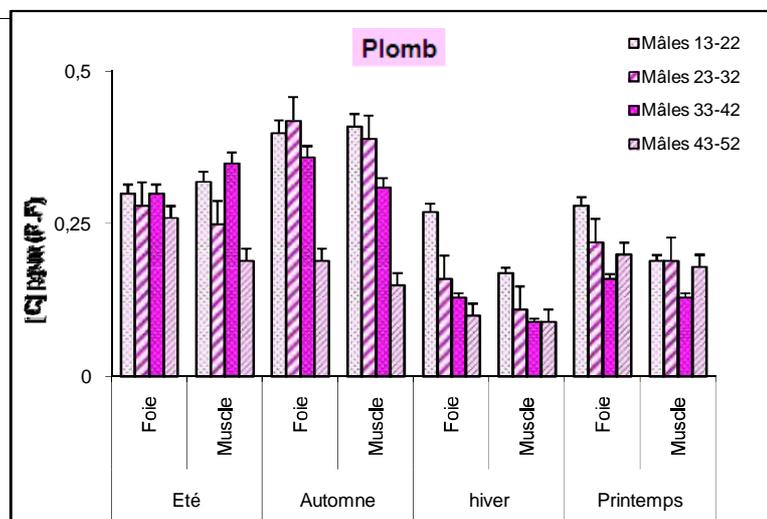


Figure 87 : Variations saisonnières des teneurs en **plomb** (ppm PF) chez *Merluccius merluccius* femelles par classe de taille et organe.



**Figure 88:** Variations saisonnières des teneurs en **plomb** (ppm PF) chez *Merluccius merluccius* mâles par classe de taille et organe.

**Cadmium** : l'étude des graphiques 89 et 90 mettent en relief l'influence des saisons sur le comportement du cadmium en fonction de la taille et du sexe chez les femelles et les mâles respectivement et synthétisés sur le tableau 67.

Pour les individus mâles et femelles, le cadmium semble présenter des variations importantes pendant les différentes périodes de l'année.

Globalement, il ressort que, les moyennes des concentrations les plus basses sont observées pendant **la période hivernale**, ces valeurs vont ensuite croître progressivement pendant la période la plus chaude de l'année, puis vont se stabiliser pendant la saison automnale, et c'est en printemps que les plus hausses concentrations sont rencontrées.

Pour les individus femelles (Fig. 89) et les individus mâles (Fig. 90), **la période estivale** marque une tendance à la hausse des concentrations moyennes en ce métal toxique.

Concernant la variation des teneurs en fonction des tailles, nous pouvons dire que celles-ci diminuent avec l'augmentation de la taille puisqu'elles passent de 0,30 ppm P.F et 0,29 ppm P.F (femelles) à 0,16 ppm P.F et 0,12 ppm P.F (mâles) respectivement dans le tissu hépatique et musculaire.

C'est pendant **l'automne** que nous observons une diminution légère des teneurs entre les tailles. La population des juvéniles merlus femelles marque une teneur moyenne d'une valeur de 0,21 ppm P.F dans leur foie et 0,18 ppm P.F dans leur muscle. De même, pour les juvéniles mâles, on enregistre une valeur 0,13 ppm P.F dans le foie et le muscle.

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

**Tableau 67 :** Variations saisonnières des concentrations moyennes en cadmium (moyenne  $\pm$  écart- type ppm P.F.) en fonction de la taille et du sexe chez *Merluccius merluccius* pêché dans la baie d'Oran (2006).

Saisons		Eté		Automne		Hiver		Printemps	
Organe		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Tailles (cm)									
Femelles	17-26	0,30 $\pm$ 0,21	0,29 $\pm$ 0,21	0,30 $\pm$ 0,01	0,31 $\pm$ 0,03	0,19 $\pm$ 0,11	0,11 $\pm$ 0,09	0,29 $\pm$ 0,14	0,28 $\pm$ 0,19
	27-36	0,28 $\pm$ 0,03	0,28 $\pm$ 0,08	0,21 $\pm$ 0,20	0,18 $\pm$ 0,19	0,20 $\pm$ 0,06	0,17 $\pm$ 0,11	0,31 $\pm$ 0,19	0,29 $\pm$ 0,15
	37-46	0,31 $\pm$ 0,01	0,26 $\pm$ 0,04	0,22 $\pm$ 0,26	0,19 $\pm$ 0,21	0,13 $\pm$ 0,09	0,15 $\pm$ 0,11	0,29 $\pm$ 0,25	0,29 $\pm$ 0,09
	47-56	0,28 $\pm$ 0,09	0,19 $\pm$ 0,26	0,22 $\pm$ 0,22	0,20 $\pm$ 0,10	0,12 $\pm$ 0,03	0,10 $\pm$ 0,19	0,33 $\pm$ 0,24	0,31 $\pm$ 0,20
Saisons		Eté		Automne		Hiver		Printemps	
Organe		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Tailles (cm)									
Mâles	13-22	0,27 $\pm$ 0,19	0,25 $\pm$ 0,18	0,25 $\pm$ 0,14	0,20 $\pm$ 0,11	0,17 $\pm$ 0,02	0,16 $\pm$ 0,01	0,27 $\pm$ 0,20	0,25 $\pm$ 0,11
	23-32	0,31 $\pm$ 0,02	0,24 $\pm$ 0,01	0,19 $\pm$ 0,15	0,16 $\pm$ 0,01	0,20 $\pm$ 0,19	0,17 $\pm$ 0,11	0,27 $\pm$ 0,12	0,24 $\pm$ 0,17
	33-42	0,21 $\pm$ 0,06	0,13 $\pm$ 0,05	0,23 $\pm$ 0,09	0,19 $\pm$ 0,02	0,18 $\pm$ 0,03	0,13 $\pm$ 0,06	0,25 $\pm$ 0,23	0,25 $\pm$ 0,22
	43-52	0,16 $\pm$ 0,08	0,12 $\pm$ 0,07	0,13 $\pm$ 0,03	0,13 $\pm$ 0,01	0,14 $\pm$ 0,11	0,11 $\pm$ 0,12	0,24 $\pm$ 0,21	0,25 $\pm$ 0,21

Durant la **période hivernale**, des variations plus au moins importantes sont relevées. Cette période de l'année est caractérisée par une chute des teneurs cadmiques en fonction de la taille pour les individus femelles.

Avec l'augmentation de la taille, nous assistons à une hausse plus au moins accentuée des teneurs, la valeur minimale rencontrée au niveau du foie est alors de 0,12 ppm P.F et 0,10 ppm P.F au niveau du muscle et intéresse particulièrement les individus femelles de grandes tailles (47-56cm). En revanche, les valeurs minimales notées chez les grands merlus (mâles), sont beaucoup plus basses (0,11 ppm P.F dans le foie et 0,09 ppm dans la chair) versus les grandes femelles.

La valeur maximale enregistrée durant cette période est de 0,20 ppm dans le foie ppm P.F et 0,17 ppm P.F dans le filet pour les merlus femelles dont la taille est comprise entre 27- 36 cm. Pour les mâles juvéniles 0,16 ppm P.F et 0,17 ppm P.F respectivement dans le foie et la chair dont la gamme de taille 23-32cm.

Concernant la **période printanière**, les teneurs moyennes des contaminants métalliques sont beaucoup plus importantes comparativement aux autres saisons. La valeur la plus marquée est notée chez les individus femelles pour la classe 47-56cm (0,33 ppm P.F dans le foie et 0,31 ppm P.F dans le filet), en revanche chez les individus mâles les valeurs maximales sont enregistrées

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

chez le groupe de classe 13-22cm (0,31 ppm P.F dans le tissu hépatique et 0,30 ppm P.F dans le tissu musculaire).

Nous avons constaté que le cadmium se bioaccumule mieux chez les femelles que chez les mâles de *M. merluccius*. L'accumulation de ce métal se fait préférentiellement au niveau du foie par rapport au muscle. Les teneurs en Cd trouvées au niveau du foie n'enregistrent aucune différence significative entre les quatre classes de tailles et ceci pour les deux organes.

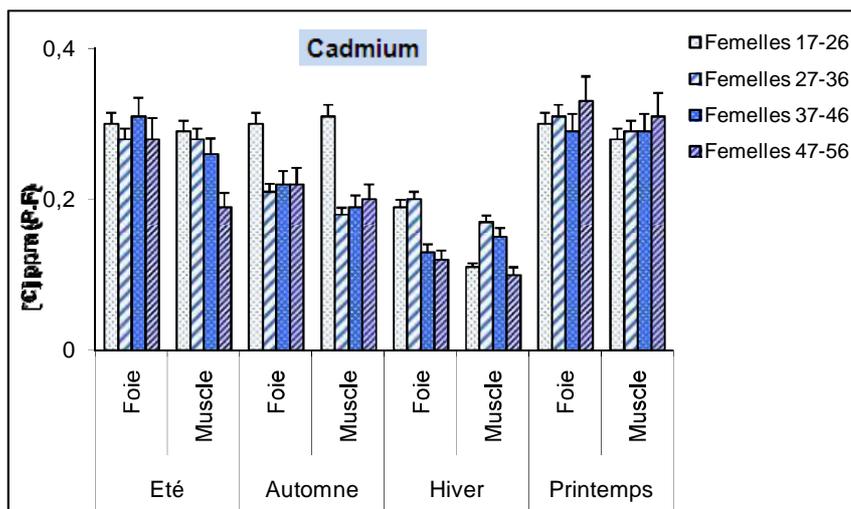


Figure 89: Evaluation mensuelle des teneurs cadmium (ppm PF) chez *Merluccius merluccius* femelles par classe de taille et organe.

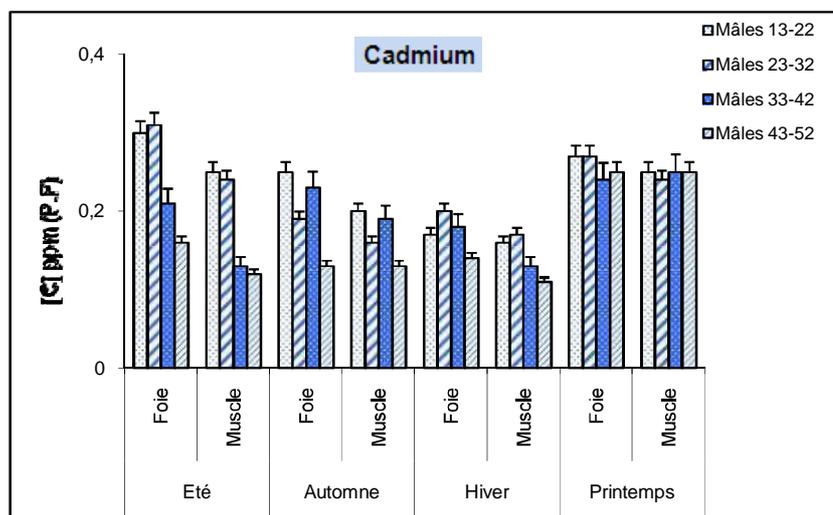


Figure 90: Evaluation mensuelle des teneurs cadmium (ppm PF) chez *Merluccius merluccius* mâles par classe de taille et organe.

## Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

Suite à cette étude, nous avons constaté globalement que les tissus hépatique et musculaire accumulent tous les deux, les trois métaux traces chez *Merluccius merluccius*, mais les concentrations les plus importantes se retrouvent au niveau du foie pour les quatre lots de classes. Le zinc en premier, chez les spécimens femelles avec  $13,17 \pm 1,13$  ppm P.F dans le foie et  $11,51 \pm 0,14$  ppm P.F dans le muscle, pour les individus mâles le zinc atteint une valeur moyenne de  $12,47 \pm 0,61$  ppm P.F et  $11,89 \pm 1,10$  ppm P.F. Le plomb occupe la deuxième position quant à son abondance dans le tissu hépatique des individus mâles ( $0,42 \pm 0,02$  ppm P.F) et leur chair ( $0,39 \pm 0,21$  ppm P.F), tandis que dans le foie des femelles nous avons noté une valeur de  $0,41 \pm 0,12$  ppm P.F et  $0,38 \pm 0,21$  ppm P.F dans leur filet et enfin avec une concentration plus faible pour le cadmium dans les tissus hépatiques (chez les femelles  $0,33 \pm 0,24$  ppm P.F, chez le sexe opposé  $0,31 \pm 0,22$  ppm P.F) et musculaires (chez les femelles  $0,31 \pm 0,20$  ppm P.F et chez les mâles  $0,30 \pm 0,11$  ppm P.F).

D'après les résultats obtenus, il semblerait que dans la plupart des cas les individus les plus âgés sont les moins contaminés pour les trois micropolluants. En revanche, les individus de petite taille semblent être la cible préférentielle de ces ETMs. Il semblerait que, les concentrations moyennes des métaux traces ont tendance à diminuer avec la taille du poisson. Cette situation est probablement à remettre en relation avec l'activité physiologique bien plus intense chez la jeune population qui concentre plus de métaux dans leurs tissus (Fig. 89; 90).

### **7- Variations des teneurs en métaux lourds dans le foie et le muscle des merlus femelles et mâles de la baie d'Oran en fonction de la maturité sexuelle**

La population du *Merluccius merluccius* du littoral oranais se reproduit toute l'année avec un maximum d'émission de gamètes en été et en hiver. La taille à laquelle 50 % de la population est capable de se reproduire est de 33,5 cm pour les femelles et de 20,5 cm pour les mâles.

Rappelons que la matière vivante constitue un excellent support de mesure pour l'évaluation du degré de pollution au cours d'une année ; toutefois, il est signalé que la variabilité naturelle des concentrations est assez importante : les processus physiologiques tels que : la croissance, la reproduction modifient les teneurs en polluants à des degrés divers.

Le Cycle de reproduction comporte la maturation des gonades, la production des gamètes et le frayage. La période de repos sexuel est une phase de gamétogenèse caractérisée par une accumulation accrue de réserves nutritives, une synthèse et mises en réserves de matériels glucidiques, lipidiques et protéiques.

A la ponte, les réserves nutritives s'épuisent automatiquement et les concentrations en métaux lourds chutent (relargage des métaux en cette période) et l'accumulation des réserves ne reprendra lentement qu'au début de la période du repos sexuel.

Les tableaux 68 et 69 regroupent les teneurs moyennes des métaux correspondant aux groupes des immatures et des matures femelles et mâles et éclaircies respectivement sur les figures 91 à 96 .

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

**Le zinc** : La contamination des merlus par le zinc est plus accentuée chez les individus immatures que chez les individus matures et elle touche plus particulièrement les individus mâles (Fig. 91; 92). Aucune différence significative n'est signalée entre les sous échantillons à savoir le tissu hépatique et musculaire pour les deux groupes d'individus. L'écart entre les concentrations moyennes est plus important en période hivernale où nous enregistrons une valeur de 7,85 ppm P.F pour la population immature contre 5,55 ppm P.F pour la population mature au niveau de leurs tissus hépatiques. L'étude statistique révèle une différence significative entre ces deux concentrations au seuil  $\alpha=0,05$ .

Par contre le phénomène inverse se produit chez les merlus femelles (Fig. 91; 92), où les foies des individus matures sont beaucoup plus contaminés par le zinc ( $11,33 \pm 0,31$  ppm P.F contre  $8,42 \pm 0,1$  ppm P.F). Seule la saison estivale est marquée par cette pression chimique. L'étude statistique révèle une différence significative entre ces deux concentrations au seuil  $\alpha=0,05$ .

Concernant les valeurs en zinc retrouvées dans la chair de la population femelle immature est significativement positive par rapport à la population mature ( $8,01 \pm 0,21$  ppm P.F contre  $6,72 \pm 0,20$  ppm P.F).

Durant les autres saisons, les concentrations enregistrées chez les individus matures et les individus immatures ne semblent pas différer significativement entre elles puisque l'étude statistique n'a dénoté aucune différence significative.

**Le plomb** : la contamination plombique des femelles immatures (Fig. 93) est plus accentuée en période estivale ( $0,39 \pm 0,03$  ppm P.F et  $0,36 \pm 0,25$  ppm P.F. respectivement dans le foie et la chair contre les concentrations moyennes révélées dans les mêmes organes des individus matures à savoir  $0,33 \pm 0,30$  ppm P.F et  $0,31 \pm 0,12$  ppm P.F. Pour les autres saisons de l'année, les concentrations moyennes de ce PHE dans les tissus cibles (respectivement le foie et le muscle), sont moyennement similaires pour tous les âges: l'automne ( $0,37 \pm 0,04$  ppm P.F et  $0,17$  ppm P.F contre  $0,34 \pm 0,31$  ppm P.F et  $0,38 \pm 0,15$  ppm P.F contre  $0,36 \pm 0,31$  ppm P.F.), l'hiver ( $0,17 \pm 0,11$  ppm P.F et  $0,14 \pm 0,22$  ppm P.F contre  $0,20 \pm 0,11$  ppm P.F et  $0,17 \pm 0,21$  ppm P.F) et le printemps ( $0,21 \pm 0,20$  ppm P.F et  $0,19 \pm 1,01$  ppm P.F contre  $0,25 \pm 0,19$  ppm P.F et  $0,23 \pm 0,18$  ppm P.F.).

Pour le sexe opposé, cette contamination plombique s'inverse en faveur des matures (Fig. 94). En effet, celles-ci accusent une concentration moyenne importante en saison estivale versus les autres saisons de l'année et qui est de  $0,41 \pm 0,09$  ppm P.F dans le foie et  $0,38 \pm 1,15$  ppm P.F. dans le filet contre  $0,18 \pm 0,05$  ppm P.F. et  $0,15 \pm 0,22$  ppm P.F. respectivement dans le foie et le muscle des immatures.

Pour ce xénobiotique, les deux sexes sont soumis à des variations analogues des concentrations moyennes pendant l'automne, l'hiver et le printemps. En été, la dominance est en faveur des individus immatures pour les femelles. Pour les mâles, la prépondérance est en faveur des matures.

**le cadmium** : une vue d'ensemble, laisse constater que pour l'été et l'automne, la contamination par le cadmium atteint essentiellement le groupe d'individus matures, et en particulier les femelles (Fig. 95). Les valeurs les plus importantes enregistrées dans la matrice biologique sont

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

celles de la période automnale ( $0,34 \pm 0,02$  ppm P.F. dans le foie et  $0,30 \pm 0,19$  ppm P.F. dans le muscle contre  $0,27 \pm 0,08$  ppm P.F. et  $0,24 \pm 0,16$  ppm P.F. respectivement dans les mêmes organes). Cette contamination s'atténue progressivement en hiver. Le test statistique n'a indiqué aucune différence significative.

La contamination des organes (foie, muscle respectivement) du merlu mâle ne semble pas significative entre les individus immatures et les individus matures pour l'ensemble des saisons : l'été ( $0,20 \pm 0,03$  pm P.F. et  $0,19 \pm 0,06$  pm P.F. contre  $0,22 \pm 0,15$  pm P.F. et  $0,20 \pm 0,09$  pm P.F.), l'automne ( $0,25 \pm 0,09$  ppm P.F. et  $0,20 \pm 0,18$  ppm P.F. contre  $0,27 \pm 0,16$  contre  $0,23 \pm 0,22$  ppm P.F.), l'hiver ( $0,13 \pm 0,04$  ppm P.F. et  $0,11 \pm 0,11$  ppm P.F. contre  $0,12 \pm 0,02$  ppm P.F. et  $0,10 \pm 0,11$  ppm P.F.) et le printemps ( $0,20 \pm 0,23$  ppm P.F. et  $0,17 \pm 1,21$  ppm P.F. contre  $0,21 \pm 0,17$  ppm P.F. et  $0,19 \pm 0,02$  ppm P.F.). Les merlus mâles immatures et matures (Fig. 95 ; 96) semblent concentrés le même taux de cadmium puisque le test statistique n'a montré aucune différence significative car l'écart entre les concentrations moyennes pour ces deux catégories est relativement bas.

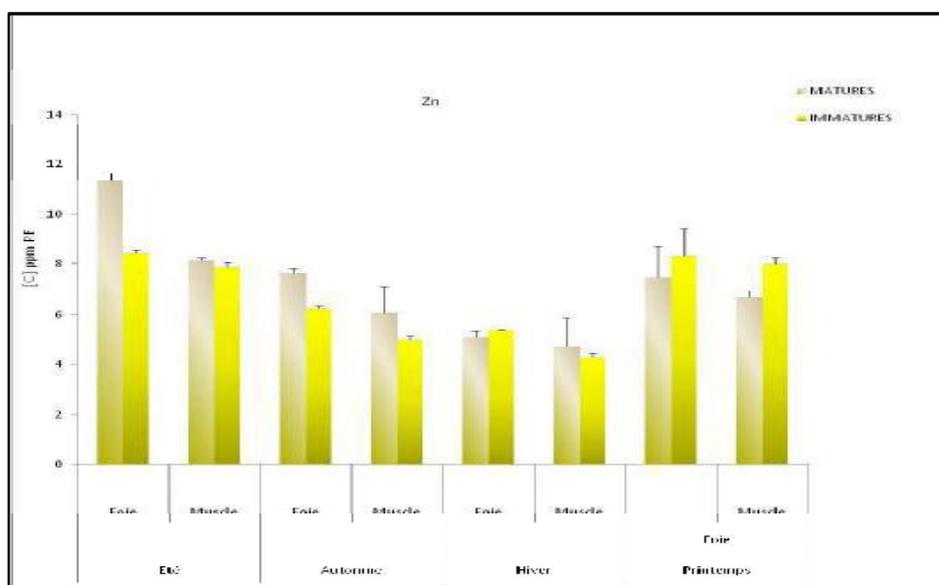
**Tableau 68 :** Variations des concentrations moyennes en **métaux lourds** (moyenne  $\pm$  écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez *Merluccius merluccius* femelles pêché dans la baie d'Oran (2006).

MATURES	Saisons	Eté		Automne		Hiver		Printemps	
	Organe ETM	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Zn		$11,33 \pm 0,31$	$8,12 \pm 0,12$	$7,65 \pm 0,17$	$6,10 \pm 1,01$	$5,13 \pm 0,25$	$4,73 \pm 1,13$	$7,45 \pm 1,21$	$6,72 \pm 0,20$
Pb		$0,33 \pm 0,30$	$0,31 \pm 0,12$	$0,38 \pm 0,15$	$0,36 \pm 0,31$	$0,20 \pm 0,11$	$0,17 \pm 0,21$	$0,25 \pm 0,19$	$0,23 \pm 0,18$
Cd		$0,30 \pm 0,16$	$0,28 \pm 0,13$	$0,34 \pm 0,02$	$0,30 \pm 0,19$	$0,19 \pm 0,05$	$0,15 \pm 0,23$	$0,27 \pm 0,07$	$0,24 \pm 0,15$
IMMATURES	Saisons	Eté		Automne		Hiver		Printemps	
	Organe ETM	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
	Zn	$8,42 \pm 0,11$	$7,87 \pm 0,18$	$6,25 \pm 0,10$	$5,01 \pm 0,16$	$5,39 \pm 0,04$	$4,27 \pm 0,17$	$8,31 \pm 1,12$	$8,01 \pm 0,21$
	Pb	$0,39 \pm 0,03$	$0,36 \pm 0,25$	$0,37 \pm 0,04$	$0,34 \pm 0,31$	$0,17 \pm 0,11$	$0,14 \pm 0,22$	$0,21 \pm 0,20$	$0,19 \pm 1,01$
	Cd	$0,23 \pm 0,02$	$0,21 \pm 0,26$	$0,27 \pm 0,08$	$0,24 \pm 0,16$	$0,22 \pm 0,09$	$0,17 \pm 0,21$	$0,21 \pm 0,01$	$0,18 \pm 0,20$

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

**Tableau 69 :** Variations des concentrations moyennes en **métaux lourds** (moyenne  $\pm$  écart type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez *Merluccius merluccius* mâles pêché dans la baie d'Oran (2006).

MATURES	Saisons	Eté		Automne		Hiver		Printemps	
	Organe ETM	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Zn		10,80 $\pm$ 0,21	9,81 $\pm$ 0,12	5,95 $\pm$ 1,17	5,45 $\pm$ 0,21	5,55 $\pm$ 0,15	5,11 $\pm$ 0,03	7,63 $\pm$ 1,21	6,52 $\pm$ 0,20
Pb		0,41 $\pm$ 0,09	0,38 $\pm$ 1,15	0,39 $\pm$ 0,02	0,37 $\pm$ 0,31	0,22 $\pm$ 0,12	0,19 $\pm$ 0,21	0,30 $\pm$ 0,03	0,28 $\pm$ 0,20
Cd		0,22 $\pm$ 0,15	0,20 $\pm$ 0,09	0,27 $\pm$ 0,16	0,23 $\pm$ 0,22	0,12 $\pm$ 0,02	0,10 $\pm$ 0,11	0,21 $\pm$ 0,17	0,19 $\pm$ 0,02
IMMATURES	Saisons	Eté		Automne		Hiver		Printemps	
	Organe ETM	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Zn		11,80 $\pm$ 0,11	10,21 $\pm$ 0,18	6,52 $\pm$ 0,10	5,01 $\pm$ 0,16	7,85 $\pm$ 0,14	6,75 $\pm$ 0,17	7,88 $\pm$ 0,11	6,58 $\pm$ 1,1
Pb		0,18 $\pm$ 0,05	0,15 $\pm$ 0,22	0,40 $\pm$ 0,01	0,38 $\pm$ 0,19	0,18 $\pm$ 0,05	0,17 $\pm$ 0,12	0,28 $\pm$ 0,18	0,26 $\pm$ 0,25
Cd		0,20 $\pm$ 0,03	0,19 $\pm$ 0,06	0,25 $\pm$ 0,09	0,20 $\pm$ 0,18	0,13 $\pm$ 0,04	0,11 $\pm$ 0,11	0,20 $\pm$ 0,23	0,17 $\pm$ 1,21



**Figure 94:** Variations des concentrations moyennes zinc (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez *M. merluccius* femelles pêché dans la baie d'Oran (2006).

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

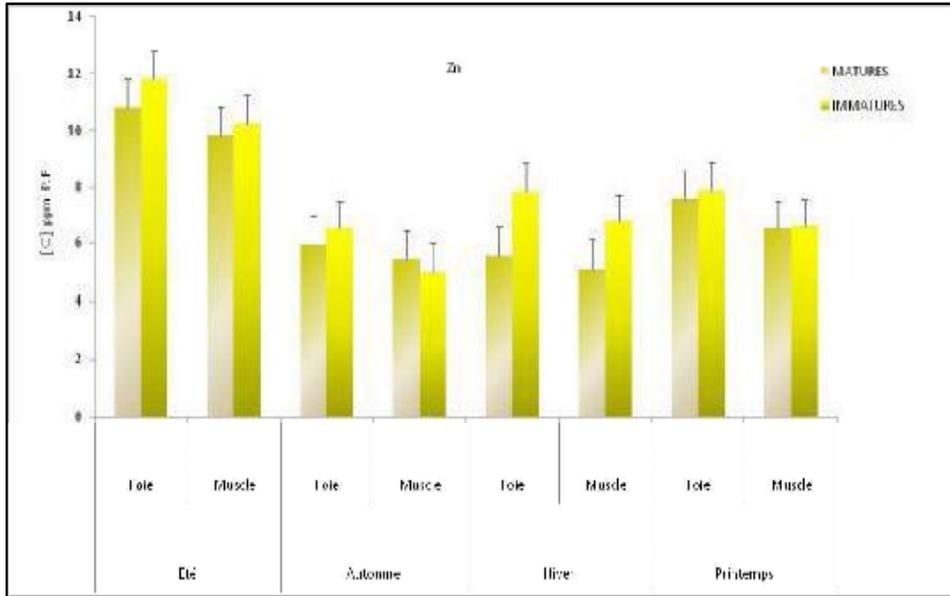


Figure 95: Variations des concentrations moyennes zinc (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez *M. merluccius* mâles pêché dans la baie d'Oran (2006).

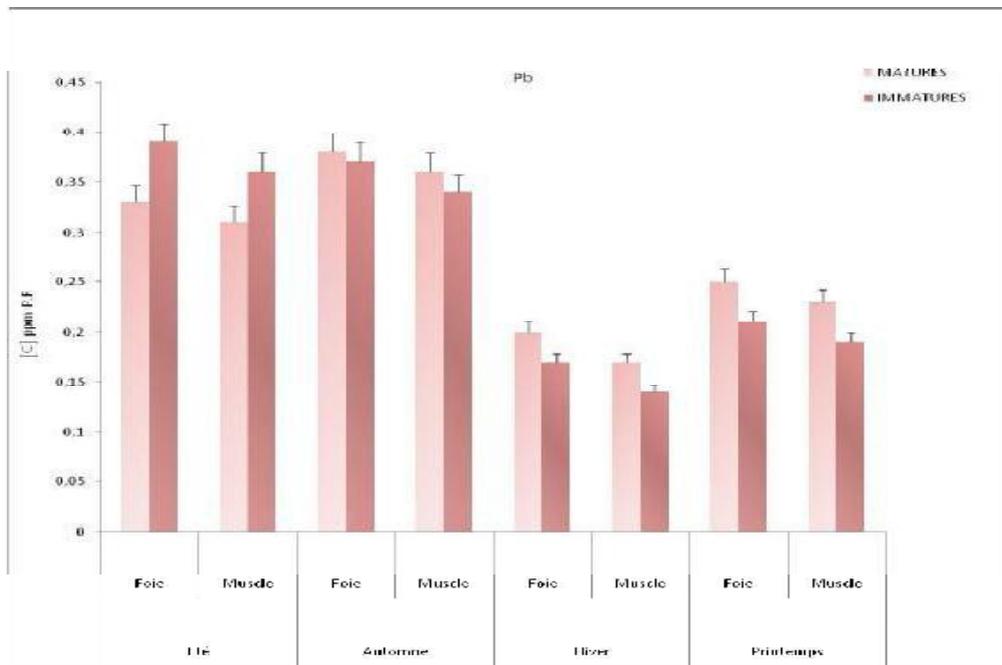
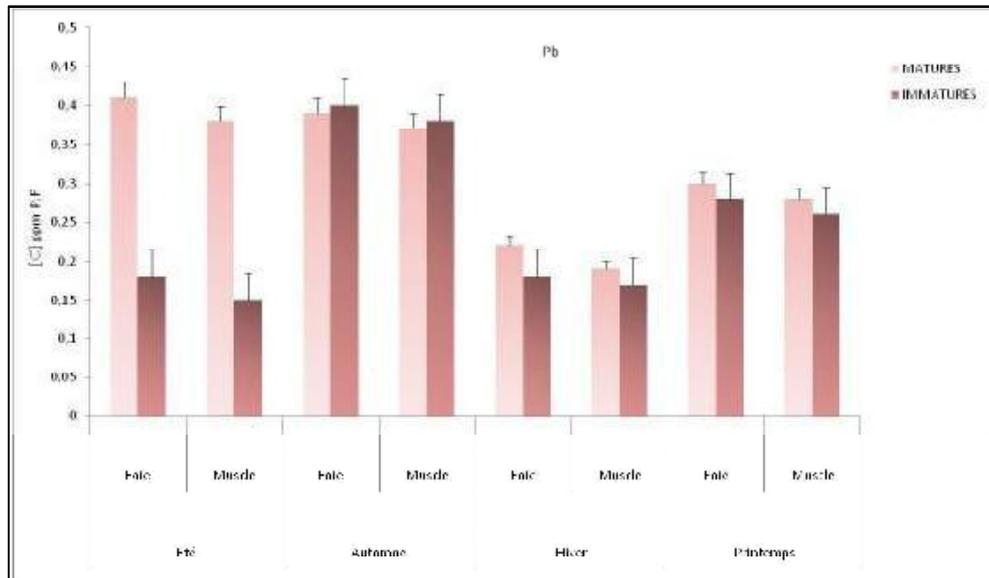
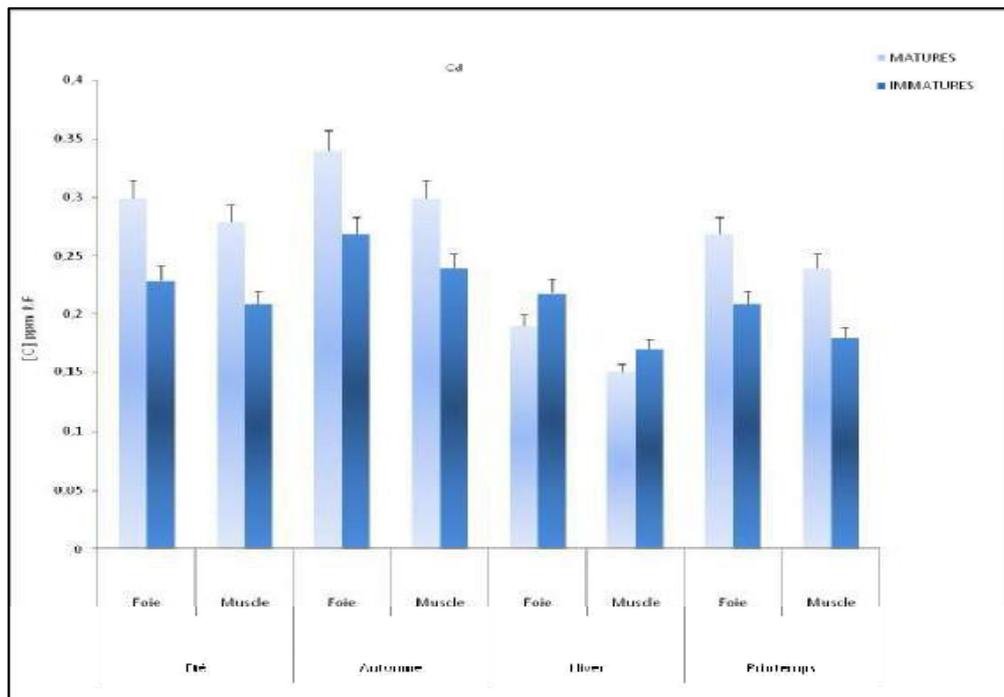


Figure 93 : Variations des concentrations moyennes Plomb (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez *M. merluccius* femelles pêché dans la baie d'Oran (2006).

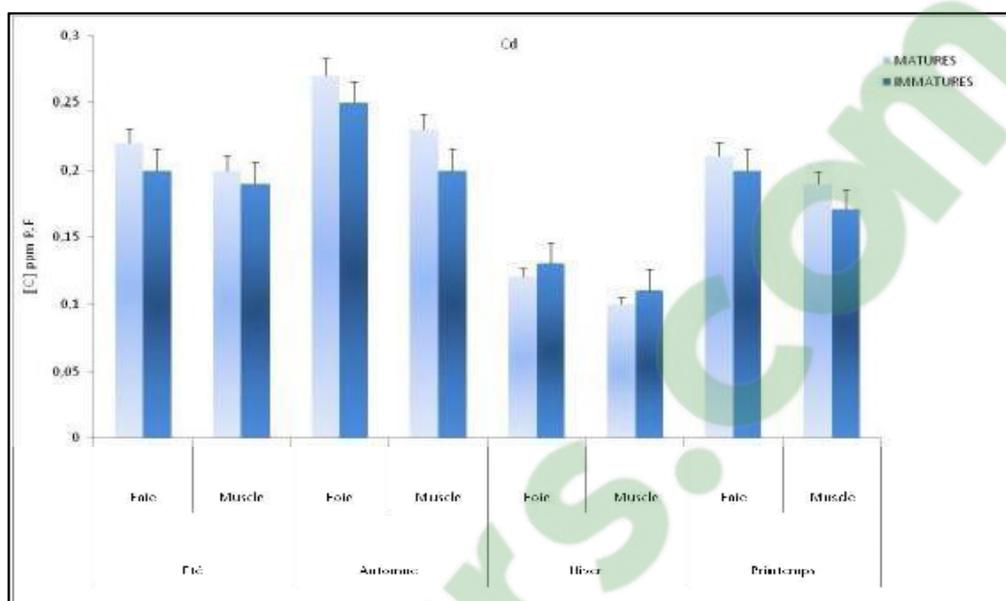
Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran



**Figure 94:** Variations des concentrations moyennes plomb (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez *M. merluccius* mâles pêché dans la baie d'Oran (2006)



**Figure 95:** Variations des concentrations moyennes cadmium (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez *M. merluccius* femelles pêché dans la baie d'Oran (2006).



**Figure 96 :** Variations des concentrations moyennes cadmium (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de la maturité sexuelle chez *M. merluccius* mâles pêché dans la baie d'Oran (2006).

#### 8- Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds en fonction du facteur de condition K et du Rapport Hépatosomatique RHS chez *M. merluccius* pêché dans la baie d'Oran (2006)

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 et RVS.

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.

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.

Ces deux marqueurs physiologiques simples à mesurer peuvent être considérés comme des indicateurs d'un état général des organismes aquatiques.

**Le facteur de condition K :** les résultats obtenus dans notre présent travail, indiquent que les merlus femelles du littoral oranais échantillonnés en 2006, exposent un indice de condition **K** qui varie entre 0,70 et 0,67. Une diminution significative du facteur de condition avec l'accroissement des concentrations des éléments traces métalliques **ETMs (Cd, Zn et Pb)** dans le foie et le muscle a été observée, au cours de la même année. Cependant, les valeurs obtenus de cet indice, physiologiques coïncident parfaitement avec des épisodes de contamination métalliques bien marquée dans les tissus mous qui lui-même (**K**) est corrélé avec les périodes du cycle reproductif du merlu c'est-à-dire, c'est une fois qu'a lieu la ponte avec émission de leurs gamètes chargés de micropolluants étudiés que ces individus femelles voient leur condition physiologique s'affaiblir (Tab. 70) (Fig. 97).

On a pu constater une relation entre le sexe et le facteur K, les femelles ayant un facteur de condition significativement supérieur aux mâles au sein de la même population. Enfin, on enregistre que ce paramètre K potentiellement lié à la fitness des individus mâles ne semble pas présenter des variations et sont négativement corrélé à la hausse des teneurs en métaux lourds (Tab. 71) (Fig. 98).

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

**Tableau 70:** 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 merlu femelle pêché dans la baie d'Oran (2006).

Saison	ETM $K_{moy}$	Cd		Pb		Zn	
		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Hiver	0,67	0,13 $\pm$ 0,07	0,13 $\pm$ 0,03	0,18 $\pm$ 0,07	0,16 $\pm$ 0,12	6,52 $\pm$ 0,41	5,63 $\pm$ 0,10
Printemps	0,68	0,30 $\pm$ 0,20	0,29 $\pm$ 0,15	0,21 $\pm$ 0,17	0,20 $\pm$ 0,13	9,06 $\pm$ 0,37	8,22 $\pm$ 0,19
Eté	0,66	0,28 $\pm$ 0,08	0,25 $\pm$ 0,14	0,23 $\pm$ 0,19	0,21 $\pm$ 0,16	11,73 $\pm$ 0,43	9,95 $\pm$ 0,22
Automne	0,70	0,23 $\pm$ 0,17	0,22 $\pm$ 0,13	0,29 $\pm$ 0,08	0,27 $\pm$ 0,09	8,67 $\pm$ 0,10	7,77 $\pm$ 0,18

**Tableau 71:** 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 merlu mâle pêché dans la baie d'Oran (2006).

Saison	ETM $K_{moy}$	Cd		Pb		Zn	
		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Hiver	0,68	0,17 $\pm$ 0,08	0,14 $\pm$ 0,07	0,16 $\pm$ 0,08	0,17 $\pm$ 0,06	5,87 $\pm$ 0,20	5,88 $\pm$ 0,13
Printemps	0,68	0,25 $\pm$ 0,19	0,24 $\pm$ 0,17	0,22 $\pm$ 0,12	0,17 $\pm$ 0,13	9,57 $\pm$ 0,15	9,13 $\pm$ 0,20
Eté	0,67	0,23 $\pm$ 0,08	0,15 $\pm$ 0,07	0,28 $\pm$ 0,20	0,24 $\pm$ 0,14	10,70 $\pm$ 0,25	9,84 $\pm$ 0,21
Automne	0,68	0,20 $\pm$ 0,10	0,17 $\pm$ 0,03	0,34 $\pm$ 0,08	0,31 $\pm$ 0,12	10,59 $\pm$ 0,15	8,35 $\pm$ 0,25

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

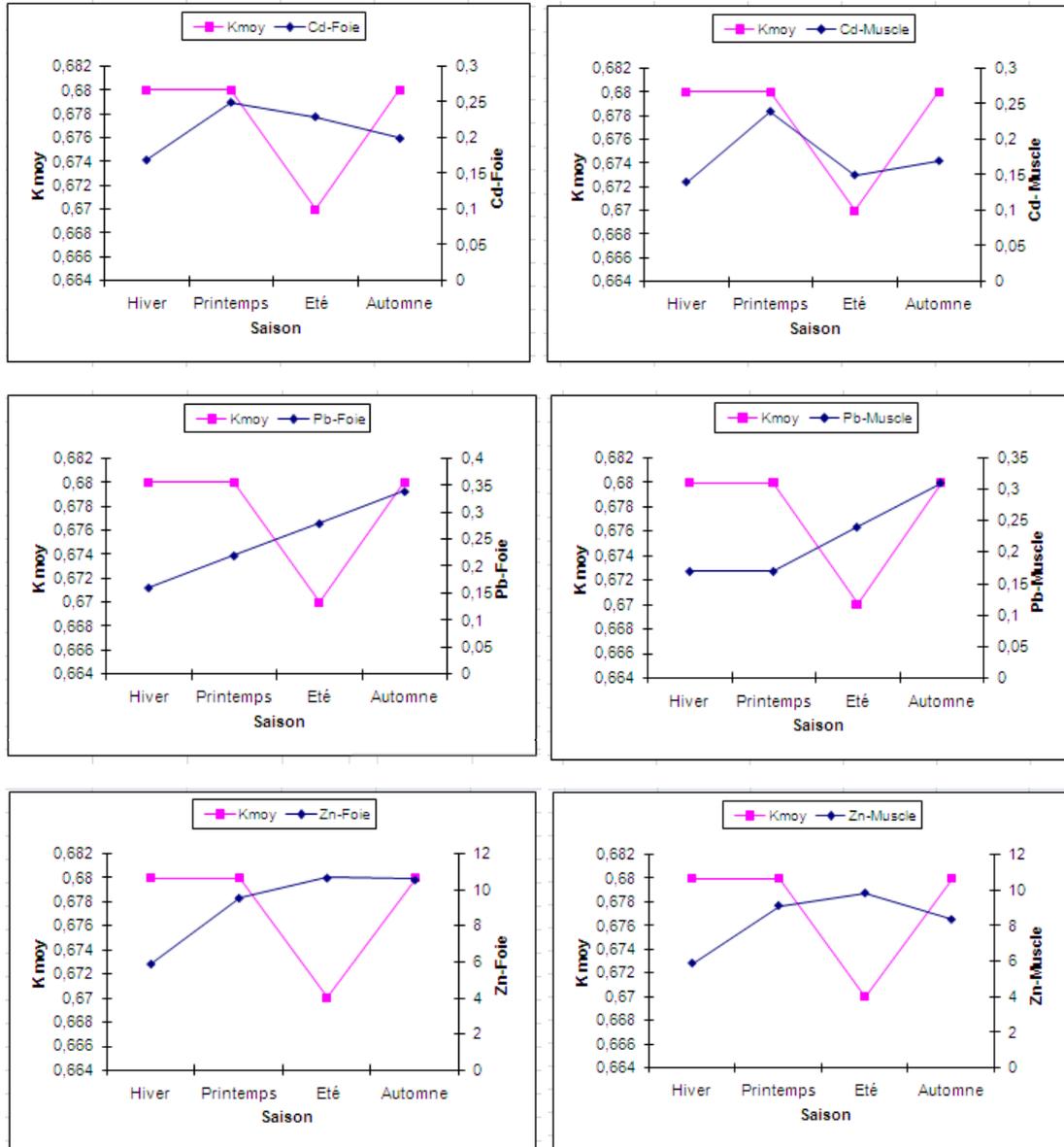


Figure 97: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de l'indice de condition  $K_{moy}$  chez le merlu femelle pêché dans la baie d'Oran (2006).

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

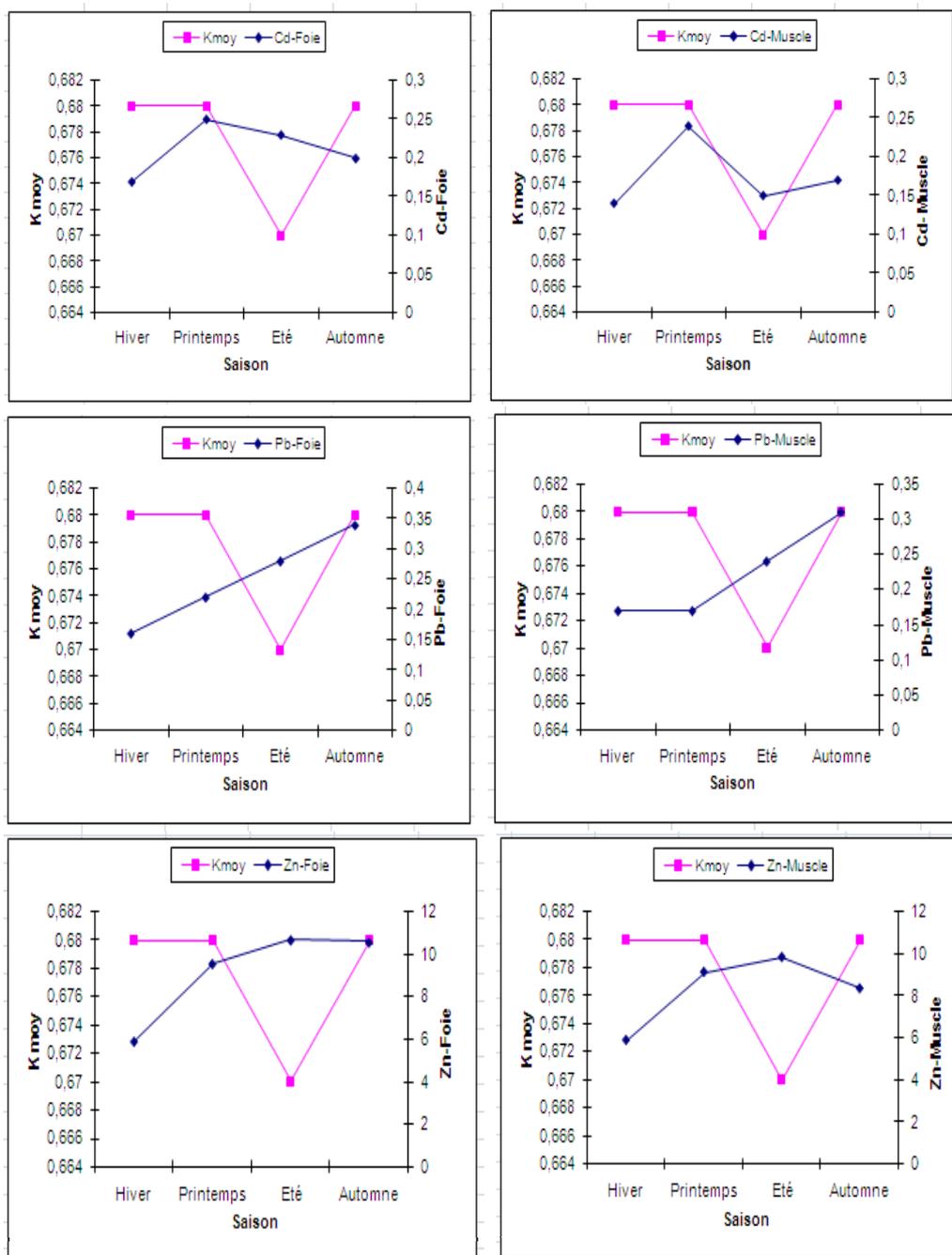


Figure 98: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de l'indice de condition  $K_{moy}$  chez le merlu mâle pêché dans la baie d'Oran (2006).

Le rapport hépatosomatique moyen varie de 2,89 à 3,26 chez les merlus femelles. Les RHS les plus élevés sont notés chez les populations femelles prélevées au niveau de la baie d'Oran. Ces individus présentent un RHS élevé parallèlement à des concentrations tissulaires importantes en éléments traces au cours 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 (Tab. 72) (Fig. 99).

**Tableau 72:** Variations saisonnières des concentrations moyennes en **métaux lourds** (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de rapport hépato-somatique **RHS<sub>moy</sub>** chez le merlu femelle pêché dans la baie d'Oran (2006).

Saison	ETM RHS <sub>moy</sub>	Cd		Pb		Zn	
		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Hiver	2,89	0,13 $\pm$ 0,07	0,13 $\pm$ 0,03	0,18 $\pm$ 0,07	0,16 $\pm$ 0,12	6,52 $\pm$ 0,41	5,63 $\pm$ 0,10
Printemps	3,14	0,30 $\pm$ 0,20	0,29 $\pm$ 0,15	0,21 $\pm$ 0,17	0,20 $\pm$ 0,13	9,06 $\pm$ 0,37	8,22 $\pm$ 0,19
Été	3,26	0,28 $\pm$ 0,08	0,25 $\pm$ 0,14	0,23 $\pm$ 0,19	0,21 $\pm$ 0,16	11,73 $\pm$ 0,43	9,95 $\pm$ 0,22
Automne	2,95	0,23 $\pm$ 0,17	0,22 $\pm$ 0,13	0,29 $\pm$ 0,08	0,27 $\pm$ 0,09	8,67 $\pm$ 0,10	7,77 $\pm$ 0,18

Au sein de la population mâle, le rapport hépatosomatique demeure presque stable durant toute l'année. Nous n'avons pas dénoté des **RHS** qui synchronisent avec les teneurs en métaux lourds en fonction des saisons (Tab. 73) (Fig. 100).

**Tableau 73:** Variations saisonnières des concentrations moyennes en **métaux lourds** (moyenne  $\pm$  écart type ppm P.F.) en fonction de rapport hépato-somatique **RHS<sub>moy</sub>** chez le merlu mâle pêché dans la baie d'Oran (2006).

Saison	ETM RHS <sub>moy</sub>	Cd		Pb		Zn	
		Foie	Muscle	Foie	Muscle	Foie	Muscle
Hiver	2,59	0,17 $\pm$ 0,08	0,14 $\pm$ 0,07	0,16 $\pm$ 0,08	0,17 $\pm$ 0,06	5,87 $\pm$ 0,20	5,88 $\pm$ 0,13
Printemps	2,63	0,25 $\pm$ 0,19	0,24 $\pm$ 0,17	0,22 $\pm$ 0,12	0,17 $\pm$ 0,13	9,57 $\pm$ 0,15	9,13 $\pm$ 0,20
Été	2,59	0,23 $\pm$ 0,08	0,15 $\pm$ 0,07	0,28 $\pm$ 0,20	0,24 $\pm$ 0,14	10,70 $\pm$ 0,25	9,84 $\pm$ 0,21
Automne	2,62	0,20 $\pm$ 0,10	0,17 $\pm$ 0,03	0,34 $\pm$ 0,08	0,31 $\pm$ 0,12	10,59 $\pm$ 0,15	8,35 $\pm$ 0,25

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

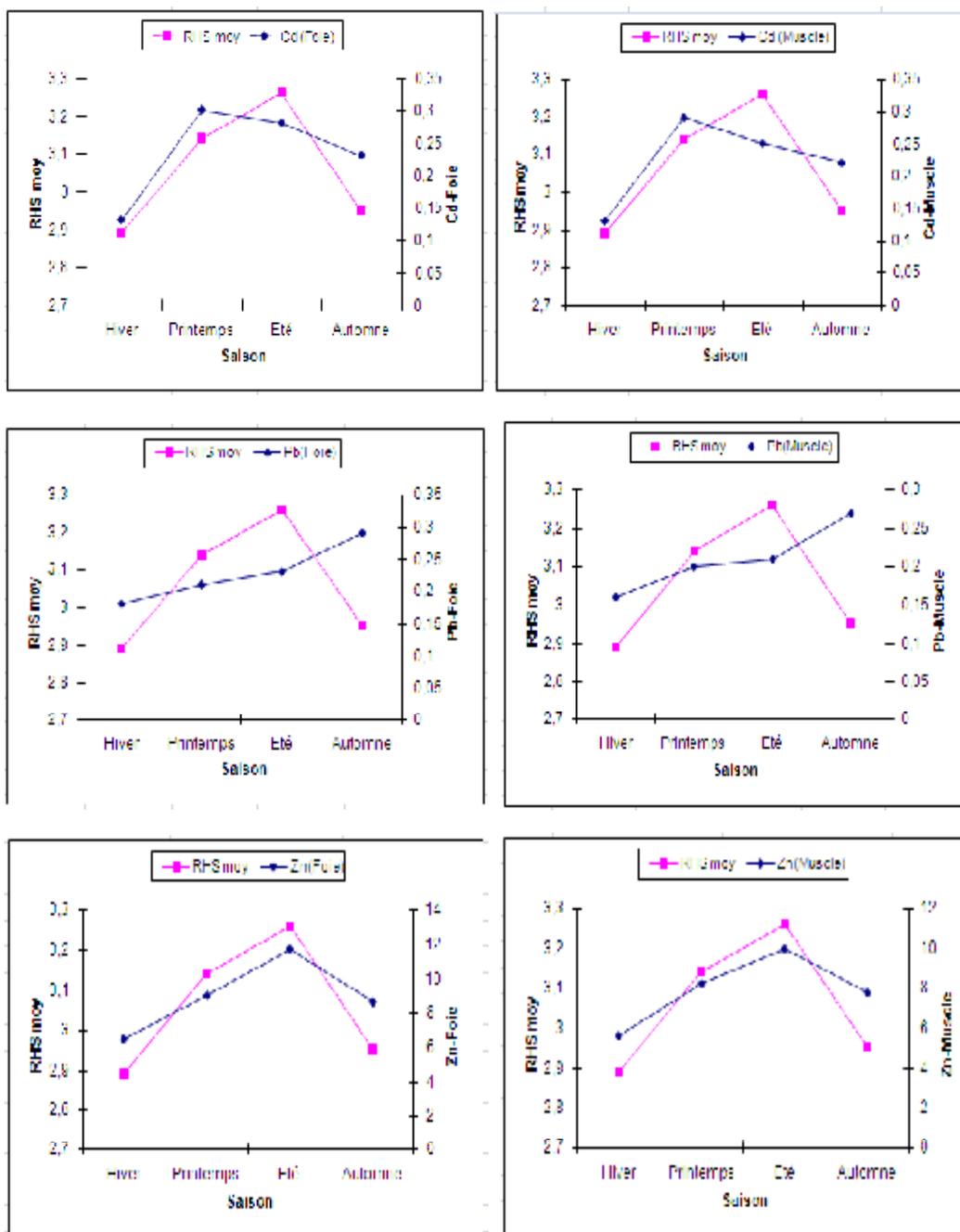


Figure 99: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F.) en fonction de rapport hépato-somatique  $RHS_{moy}$  chez le merlu femelle pêché dans la baie d'Oran (2006).

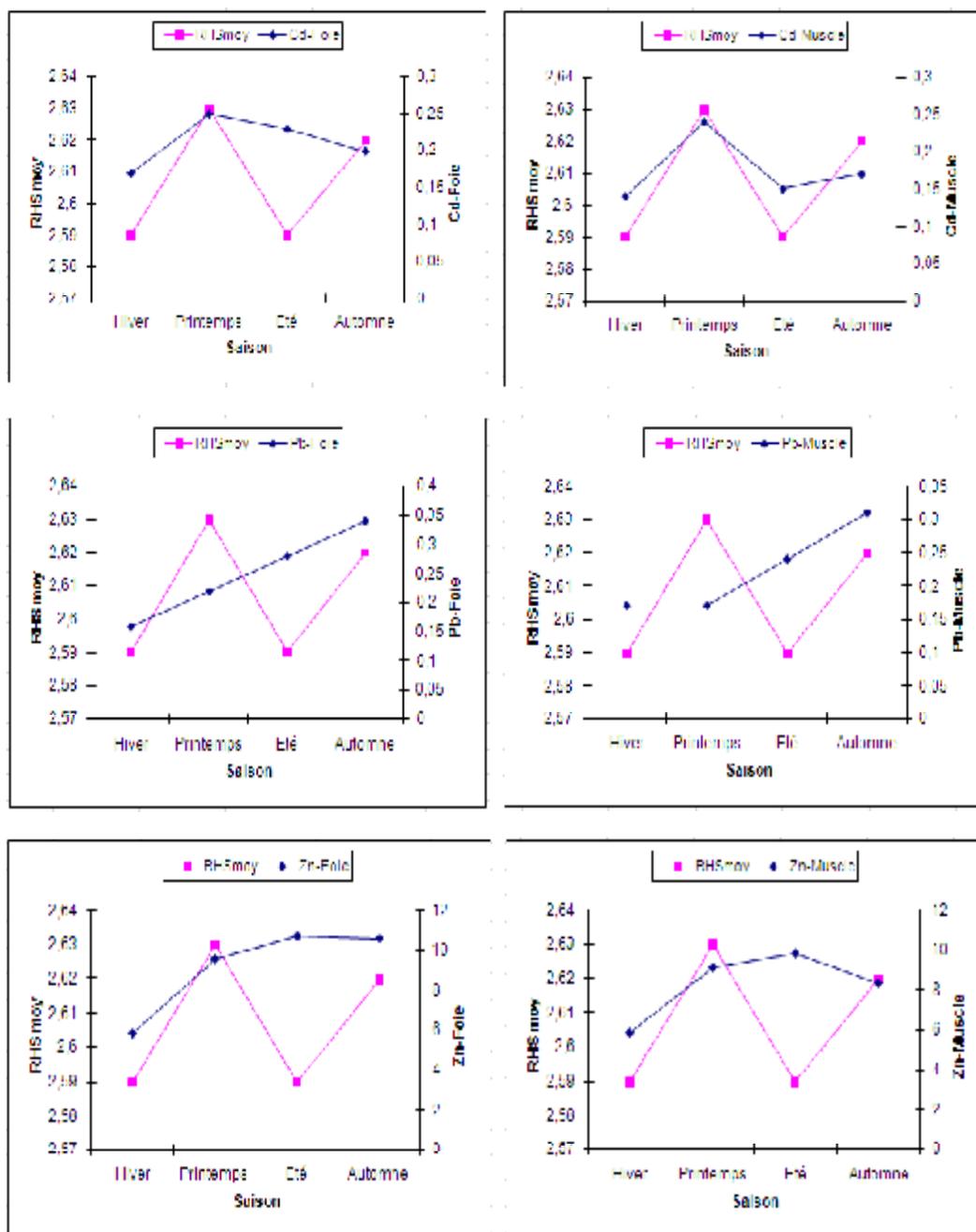


Figure 100: Variations saisonnières des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne  $\pm$  écart -type ppm P.F.) en fonction de rapport hépato-somatique  $RfHS_{moy}$  chez le merlu mâle pêché dans la baie d'Oran (2006).

## VI- Discussion

L'approche scientifique de la contamination des systèmes naturels se heurte à l'extrême complexité des mécanismes mis en jeu, due à la diversité des modalités et caractéristiques de la contamination et des facteurs écologiques, abiotiques et biotiques, à leurs interactions et à leurs variations quasi permanentes, dans l'espace et dans le temps (Catsiki & Arnoux, 1987; Rainbow et al., 1990; Langston et Spence, 1995; Wright, 1995; Lee & Luoma, 1998; Angelidis & Catsiki, 2002; Boisson et al., 2003). De plus, des interactions entre ces différents facteurs environnementaux et biologiques peuvent exercer des effets synergiques ou antagonistes sur les voies de contamination.

Tout d'abord, il est clair que le processus de bioaccumulation dépend de l'importance de la contamination du milieu. L'accumulation des éléments traces métalliques dans les organismes aquatiques résulte de la balance nette des processus de capture et d'excrétion. Trois mécanismes doivent être pris en compte: la capture du métal, l'excrétion et le stockage par l'organisme (Casas, 2005).

L'analyse détaillée menée sur les processus de bioaccumulation des métaux chez les merlus de la baie d'Oran a révélé l'influence de plusieurs paramètres biologiques et physiologiques sur les niveaux observés. Ainsi, l'augmentation des niveaux de contamination avec la taille montre une bioaccumulation des métaux au cours de la vie des merlus.

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).

Les traitements statistiques des résultats obtenus montrent que les concentrations des trois métaux analysés au niveau des organes mous (foie, muscle) du merlu (*Merluccius merluccius*) se présentent sous l'ordre d'accumulation décroissant suivant : **Zn > Pb > Cd**.

Les concentrations en métaux lourds sont très hétérogènes et varient selon les paramètres pris en considération (sexe, organe, taille, saison, maturité sexuelle, indice de condition et rapport hépatosomatique). Ces données coïncident étroitement avec les affirmations de Langston & Spence (1995) et Wang & Fisher (1997), car les facteurs biologiques tels que l'âge, la taille, la croissance, la perméabilité des membranes externes, les habitudes alimentaires, ainsi que la nature des ligands internes contribuent énormément dans la variabilité de la bioaccumulation des métaux lourds.

### - Variation des concentrations moyenne en métaux lourds en fonction des organes et des sexes

Par rapport aux organes, globalement, les teneurs en polluants métalliques des foies de l'organisme bioindicateur sont supérieures à celles observées dans les muscles, exprimées en

concentration totale, ou individuelle pour les éléments Zn, Pb et Cd. Une explication possible est la présence à l'état physiologique de ces éléments dans le tissu hépatique comme co-facteurs enzymatiques, mais également le fait qu'ils sont l'objet d'une élimination plus rapide dans le muscle, comme décrit par plusieurs auteurs pour le zinc et le cadmium (**Marcovecchio & Moreno, 1993 ; Cinier et al., 1999**).

Selon **Ramade (1979)**, chez les poissons téléostéens, les éléments métalliques se concentrent particulièrement dans le foie mais aussi dans les reins et plus modestement dans les muscles. De ce fait, **Powell et al (1981)** avaient déjà démontré que les métaux lourds se concentraient dans les organes des poissons téléostéens de façon décroissante : **Foie > Rein > Muscle**.

Différences notables ont été trouvées dans la bioaccumulation des tissus entre les différents métaux. Comme la plupart des métaux lourds ne sont pas contaminants lipophiles, leurs concentrations sont assez trouvées plus dans le foie que dans le muscle de poissons où ils sont relativement peu accumulés (**Durrieu et al. 2005**).

La différence entre les tissus des poissons et des niveaux de l'environnement reflète probablement le principal rôle de la biodisponibilité des éléments dans l'absorption, liée à la fois à des facteurs physiques et chimiques dans le milieu environnant et les réponses physiologiques de l'organisme (**Zhang & Wang, 2007**).

Les variations des teneurs métalliques moyennes en fonction du sexe, chez *M. merluccius*, révèlent une omniprésence de ces métaux avec une prédominance très nette pour le zinc, où on trouve une concentration plus élevée au niveau des deux organes considérées chez les femelles que chez les mâles. En revanche, pour le plomb, le foie des merlus algériens mâles est significativement ( $p < 0.05$ ) plus contaminé que celui des merlus femelles. Cela sans doute que le foie constitue un organe de stockage qui redistribue ces substances dans les autres organes mous de l'organisme tels que les reins et les muscles, de plus le foie est considéré comme organe de détoxification. En **2002**, **Easwood & Couture** confirment que le foie des poissons est un organe majeur de la détoxification et de l'accumulation des métaux dans ces organismes.

**Amiard et al (1982)** concluent dans leurs travaux que les concentrations en plomb dans les produits de la mer sont suffisamment basses, comparées aux produits terrestres. Ces auteurs, en analysant les résultats relatifs aux teneurs en plomb dans différents compartiments d'écosystèmes côtiers dans la baie de Bourgneuf et l'estuaire de la Loire (France), dénotent une absence de biomagnification du plomb dans la chaîne alimentaire. Ces constatations vont dans le même sens que celles de **Bernard & Andea (1984)**.

Par ailleurs, **Cossa et al (1992)** avancent que les concentrations en plomb dans les muscles de poissons sont le plus souvent inférieures à 1 µg/g P.S, et généralement inférieures à 0.1 µg/g P.S. En revanche, selon (**Thompson, 1990**), les teneurs dans le foie et le rein sont supérieures mais c'est dans les os et dans les dents que le plomb s'accumule le plus fortement (**Furness et al., 1990**).

Dans leur étude sur les métaux lourds dans le lac de Tunis, **Ben Souissi et al. (2000)** trouvent des concentrations plus fortes dans le foie que dans le muscle des poissons.

Cet organotropisme confirme bien les données antérieures qui ont été déjà trouvés chez d'autres groupes zoologiques de Vertébrés. **Aoudjit (2000)** signale chez la bogue (*Boops boops*) que les concentrations en métaux lourds sont plus importantes au niveau du foie que du muscle. Les mêmes constatations ont été relevées au niveau du même site chez Le rouget de vase (*Mullus barbatus*) de la baie d'Oran par **Bensehla (2001)** ; **Haddou (2004)** chez la seiche *Sépia officinalis*; **Borsali (2006)** chez le rouget de roche *Mullus surmuletus*, **Benadda (2009)** chez la saurelle *Trachurus trachurus*; **Ayed (2010)** chez le sar *Diplodus sargus* et **Benamar (2011)** chez la sardine *Sardinella aurita*. Ailleurs, **Joanny (1990)**, signale le même constat sur les côtes françaises.

De nombreuses études soulignent l'affinité des métaux lourds comme le Cu, le Zn et le Cd pour le foie dont les capacités de stockage et de régulation de ces métaux ont été largement décrites dans la littérature chez les poissons (**Linde et al., 1999** ; **Avenant-Oldewage & Marx, 2000** ; **Kalay & Canli, 2000** ; **Usero et al., 2003** ; **De Boeck et al., 2004** ; **Oliveira Ribeiro et al., 2005**). Comme les branchies qui accumulent les éléments présents dans le milieu de vie du poisson, le foie est recommandé en tant qu'indicateur des pollutions aquatiques (**Carpene & Vasak, 1989**).

Aussi, d'après **Phillips (1977)**, le cadmium s'accumule surtout dans les organes mous des organismes marins ; le foie est considéré comme le principal organe d'accumulation. Selon certains auteurs (**Guns et al., 1984** ; **El Nabawi et al., 1987** ; **Hornung & Ramelov, 1987**), le tissu musculaire spécialement celui du poisson, est à peine impliqué dans le métabolisme et l'accumulation du cadmium.

**Bremner (1979)** confirme l'existence d'une relation entre les concentrations en cadmium et le sexe chez l'Homme et chez de nombreux animaux d'expérimentation. Chez les femelles, la teneur en cadmium est plus élevée que celle des mâles, ce qui se traduit par de fortes teneurs chez celle-ci. La différence de concentration de ce métal entre les deux sexes est, sans doute, que les femelles synthétisent plus de métallothionéines que les mâles (**Webb, 1997**).

**Bargagli (1993)** trouve que les concentrations de cadmium sont variables selon les organes, mais toujours plus élevées dans le foie ou l'hépatopancréas. D'après ce même auteur, aucune preuve n'a été avancée quant à une pollution de l'environnement et de la biomagnification du cadmium le long de la chaîne alimentaire pélagique et benthique. En mer Tyrrhénienne, les prédateurs présentent des teneurs en cadmium plus basses que chez leurs proies. Selon **Coombs (1977)**, la métallothionéine, protéine intervenant dans les processus de stockage, bioaccumulation, transport et de détoxification (immobilisation des métaux lourds sous forme non toxique à l'intérieur de la cellule).

D'après **Hamza-Chaffai et al (1996)**, chez les poissons, le foie représente un lieu préférentiel de stockage de Cd comparé aux muscles et aux gonades.

**Mouneyrac et al (2001)** ont montré que le Cd s'accumule préférentiellement dans l'hépatopancréas des crabes *Pachygrapus marmoratus*.

Le Cd et Cu sont essentiellement stockés dans le foie où les concentrations ont été jusqu'à 100 fois plus élevées que dans les branchies et le tissu musculaire. Cette répartition est en concordance avec les résultats d'autres espèces de poissons (**Linde et al, 1999; Avenant-Oldewage & Marx, 2000; Kalay & Canli, 2000 ; Usero et al, 2003 ; De Boeck et al, 2004; Oliveira Ribeiro et al, 2005**) et pourrait s'expliquer par l'induction d'une protéine de haut poids moléculaire dans le foie, à savoir la métallothionéine (MT) qui sont impliqués dans la séquestration de ces deux éléments ainsi que le Zn (**Dallinger et al., 1997**).

En outre, **Langston et al. (2002)** et **Bird et al (2008)** ont mis en évidence une forte corrélation entre les niveaux de la méthallothionéine hépatique et les charges des métaux en particulier Zn, Cu, Ag et Cd dans les anguilles de l'estuaire de la Tamise (Angleterre).

Selon **Asso (1982)**, le zinc est un oligoélément indispensable pour les êtres vivants, tandis que le plomb et le cadmium sont deux métaux lourds qui n'ont aucun rôle biologique connu. De plus, ils figurent dans la liste des substances dangereuses (**C.E.E, 1982**) et sont considérés comme polluants hautement dangereux et non biodégradables (**E.E.A, 1997**).

D'après **Al-Yousuf et al, (2000)**, l'accumulation des métaux dans le foie peut être due à la plus grande tendance des éléments de réagir avec les carboxylates de l'oxygène, groupe des amines, l'azote et/ou de teneur en soufre, dont la concentration est la plus élevée dans le foie

Par ailleurs, **Bodiguel et al (2008)** signalent que le foie est systématiquement apparu comme l'organe le plus contaminé, et constitue donc l'organe cible des polluants organiques (PCB et PBDE) chez le merlu.

#### - **Variation des concentrations moyenne en métaux lourds en fonction de des saisons**

Les variations saisonnières semblent régir la répartition des métaux lourds. Effectivement, nous avons constaté que ces derniers fluctuent considérablement dans le foie et le muscle du merlu. Cette bioaccumulation des métaux traces chez ce spécimen de l'ouest algérien connaît une variation saisonnière très nette.

Au vu des résultats précédents (Chap. Reproduction), concernant l'évolution saisonnière des stades de maturité sexuelle, ainsi que le suivi du rapport gonado-somatique, nous avons pu mettre en évidence la période de frai qui s'échelonne sur toute l'année, avec un maximum de ponte en été et en hiver. La tendance à la baisse des éléments traces métalliques **ETMs** relevés pendant cette période correspond parfaitement à la période de reproduction du merlu de la baie d'Oran. Les produits accumulés bien auparavant sont expulsés vers le milieu extérieur. Cette décontamination des femelles *via* la ponte semble liée, au moins en partie, à la mobilisation des métaux présents dans le muscle vers les gonades au moment de leur maturation.

La hausse plus au moins accrue des polluants enregistrée lors de la période automnale et printanière coïncide parfaitement avec les périodes où la ponte est minimale.

Incontestablement, ces fluctuations saisonnières semblent en étroite relation avec les périodes du cycle biologique du merlu durant toute l'année avec un maximum d'expulsion de gamètes sexuelles en été et en hiver et un minimum en période automnale et printanière.

Suite à notre présente étude, nous avons observé qu'il y a une tendance à la hausse des teneurs moyennes de la plupart des polluants lors des périodes automnale et printanière, en particulier, pour le zinc en premier rang, suivi du plomb et en dernier le cadmium.

Cette tendance à l'accumulation pour le zinc est d'autant plus difficile à expliquer que ce métal est normalement régulé par les organismes marins. Il est possible que les fortes concentrations en zinc rencontrées pendant la période estivale, seraient attribuées à l'importance de l'activité nautique lors de cette période.

Dans ce contexte, nous pouvons avancer que nos données sont comparables à celle trouvées par **Joanny (1990)** et **Miramand et al (1991)** pour *Mullus barbatus* des eaux marines françaises, où les organes semblent bioaccumuler les polluants métalliques en saison estivale. D'autres auteurs ont trouvés des résultats identiques au niveau de la côte occidentale algérienne : **Aoudjit (2000)** rapporte aussi que les concentrations en métaux lourds chez la bogue *Boops boops* atteignent leur maximum en saison estivale. La même constatation pour **Bensehla (2001)** chez *mullus barbatus* ; **Haddou (2004)** chez la seiche *Sépia officinalis*; **Borsali (2006)** chez le rouget de roche *Mullus surmuletus*, **Benadda (2009)** chez la saurelle *Trachurus trachurus*; **Ayed (2010)** chez le sar et **Benameur (2011)** chez la sardine *Sardinella aurita*.

Par ailleurs, **Satsmadjis (1979)** ciblant d'autres micropolluants trouvent que l'accumulation des PCB est accrue et enregistre son maximum en été chez *Mullus barbatus* pêché en Grèce.

De plus, **Sadiq (1992)** avance qu'une hausse dans la température et la salinité des eaux marines augmentait la bioaccumulation des métaux lourds. En effet, ces deux facteurs atteignent leur maximum pendant la saison estivale dans les eaux algériennes (**Boutiba, 1992**) favorisant ainsi la bioaccumulation des micropolluants en été par rapport aux autres saisons de l'année.

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 & 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).

L'augmentation de la température de l'eau entraîne aussi une augmentation de la ventilation des branchies en réponse à la diminution de la concentration d'oxygène dans l'eau (Bennett, 1978) résultant en une augmentation du volume d'eau passant à travers les branchies. Ainsi, l'augmentation du taux métabolique, pendant l'été pourrait conduire à une amélioration de la l'absorption des métaux dans l'eau. En outre, la température a également une forte influence sur les propriétés du métal en changeant l'effet d'équilibre entre les formes moléculaires et ionisées. En général, l'augmentation de la température provoque une augmentation du taux de pénétration des métaux dans les organismes aquatiques.

Le facteur saisonnier est donc important et de nombreuses études ont d'ailleurs montré que les concentrations métalliques mesurées chez les espèces marines varient saisonnièrement (Majori *et al.*, 1978; Cossa *et al.*, 1990; Augier *et al.*, 1992; Bei *et al.*, 1998; Wright & Mason, 1999; Kaimoussi *et al.*, 2000; Orban *et al.*, 2002).

#### - Variation des concentrations moyenne en métaux lourds en fonction de la taille

La variation des concentrations moyennes en métaux lourds semble être en relation avec la taille des individus. Il se trouve que la classe de taille la plus petite est la plus contaminée. Ceci corrobore avec les résultats de Coombs (1980) qui affirme que le développement (croissance, taille et maturité sexuelle) d'un organisme marin influence la bioaccumulation des micropolluants.

Nos résultats coïncident aussi avec ceux de Aissi (1980), qui a analysé les teneurs en certains métaux chez le rouget *Mullus surmuletus* de la baie d'Alger et avance l'hypothèse que plus que le poids augmente dans le poisson plus les teneurs baissent ; ainsi, les individus de petites tailles présentent les taux les plus élevés en métaux. Selon le même auteur, la concentration en métal semble donc légèrement diminuer avec l'âge bien que la teneur absolue dans l'animal continue à augmenter. Ceci s'explique par le fait que les individus les plus âgés procèdent à un certains déplacements, et sont dynamiques, donc s'éloignent de la côte et de ce fait, de toute sources de pollution.

Thibaud (1976) fait le constat suivant : des teneurs légèrement plus élevées ont été décelées dans les poissons pêchés à proximité des côtes.

D'après Bradai & Bouain (1994), tous les Poissons sont migrateurs, même ceux qui ont la réputation d'être sédentaires procèdent à des déplacements de très faibles amplitudes.

Par ailleurs, Cossa *et al.*, (1992) avancent que les teneurs en plomb dans le muscle de *Plactichthys flesus* tendent à diminuer avec la taille dans les zones peu contaminées.

- **Variation des concentrations moyenne en métaux lourds en fonction de la maturité sexuelle**

L'analyse menée sur les processus de bioaccumulation des métaux chez les merlus de la baie d'Oran a révélé l'influence de plusieurs paramètres biologiques et physiologiques sur les niveaux observés. Ainsi, l'augmentation des niveaux de contamination avec la taille montre une bioaccumulation des éléments métalliques au cours de la vie des merlus.

Les niveaux de contamination en métaux sont donc fortement influencés en fonction de l'âge, sexe, degré de maturité et d'autres indices physiologiques qui ont une action variable en fonction du stade de vie de l'animal.

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 (**Bodiguel, 2008**).

Il apparait, aussi, que la majorité des métaux ont tendance à s'accumuler beaucoup préférentiellement chez les individus immatures que les individus matures. En effet, les valeurs les plus élevées des polluants ont été enregistrées chez cette première catégorie. Ce phénomène pourrait s'expliquer, d'une part, par le fait que les jeunes individus sont en pleine croissance et donc, ils consomment en permanence de la nourriture et se retrouvent avec une forte teneur en polluants dans leurs organismes, et d'autre part, ils ne sont pas encore prêts à participer à la ponte et donc n'ont pas d'autres moyens d'éliminer les éléments toxiques qu'ils ont accumulés.

Chez Les poissons, la ponte s'accompagne d'une dépurative massive de l'organisme. Les processus liés à la reproduction perturbent ce schéma par une accumulation temporaire de réserves importantes qui sont ensuite converties en gamètes puis expulsées lors de la ponte, occasionnant une perte brutale de poids. Ainsi, à certaines périodes, les cycles reproductifs dominent les saisonnalités.

La modification du poids corporel associé au frayage est à l'origine des variations saisonnières des concentrations tissulaires des métaux lourds. En effet, les concentrations de métaux dans les organismes est une fonction directe entre le degré d'accumulation et le taux d'élimination. Ainsi, l'augmentation du poids corporel et de la croissance traduisent simplement, une dilution tissulaire (anatomique) des teneurs de métaux (**Lockhart et al., 1972; Pentreath, 1976; Mance, 1987**).

Nos résultats confirment ceux d'**Aoudjit (2000)**, qui ayant travaillé sur la bogue de la baie d'Oran avançant l'hypothèse que les teneurs en métaux lourds ont tendance à s'accumuler beaucoup plus préférentiellement chez les individus immatures que les individus matures.

Selon **Lalami (1979)** et **Merbouh (1998)**, l'activité hépatique est accrue lors de l'engraissement de l'animal avant et après la période de ponte chez le rouget de vase *Mullus barbatus* et la

sardine *Sardina pilchardus* ; ce qui expliquerait les concentrations élevées des ETMs lors de cette période de l'année.

Certains paramètres semblent régir les fluctuations des teneurs en polluants comme par exemple les phases d'engraissement et d'amaigrissement qui coïncident avec les périodes de repos et d'activité sexuelle (Greig et al. 1975 ; Schackely et al.; 1981). Phillips (1980) et Mance (1987) affirmèrent aussi que le frayage est associé à une augmentation du contenu en métaux dans les tissus de l'adulte en affectant légèrement la charge corporelle totale.

En 2008, Bodiguel confirme pleinement nos observations, sur le merlu du golfe de Lion (France) que les niveaux d'autres familles de contaminants (PCB) sont influencés par l'âge, le sexe, et le degré de maturité.

**- Variation saisonnières des concentrations moyenne en métaux lourds (moyenne  $\pm$ écart type ppm P.F) en fonction des indices physiologiques (Facteur de condition K et Rapport Hépat-Somatique RHS) chez *Merluccius merluccius* pêché dans la baie d'Oran (2006)**

La variabilité de l'indice de condition **K** des merlus femelles du littoral oranais et notamment sa faible valeur en hiver (0,67) et en été (0,66) pourrait être liée à une allocation d'énergie particulièrement importante vers l'effort de reproduction pour cette population, qui maintiendrait, en période de temporisation sexuel, un niveau d'embonpoint identique à celui d'un système non contaminé. Contrairement aux individus femelles, ce paramètre **K** potentiellement liés à la fitness est impacté par le stress chimique et ne présente aucune tendance significative d'évolution chez les merlus mâles. Cet indice morphométrique chez les mâles est quasiment stable au cours du cycle reproductif.

Ce déficit pondéral associé à une contamination persistante pourrait être la conséquence de la chronicité de la contamination de l'environnement. Les organismes utilisent, alors, plus d'énergie en réponse au stress chimique, ce qui réduit la fraction énergétique disponible pour la croissance, comme l'ont indirectement démontré Toro et al (2003) dans une population de mollusques *Choromytilus chorus* exposée à des polluants organiques, des OCs et des hydrocarbures aromatiques polycyclique (HAPs).

Lorsque le coefficient **K** est proche de 1, les paramètres biologiques de la population restent conformes à ceux de la population de référence.

Une baisse du facteur de condition **K**, liée à l'exposition métallique, a été observée dans plusieurs autres études (Rouyn-Noranda- Laflamme et al., 2000; Levesque et al., 2002; Sudbury-Eastwood & Couture, 2002; Rajotte & Couture, 2002; Audet & Couture, 2003 ; Marchand et al., 2003, 2004). Cependant, aucune de ces études n'a tenté de relier la baisse du facteur K à l'exposition à un métal en particulier.

Les observations de cette étude tendent à appuyer les observations de Couture & Rajotte (2003) à l'effet que les indices de condition peuvent être utilisés comme outils pour évaluer la condition générale des merlus exposées aux métaux.

Des signes de stress chimiques associés à une diminution du taux de croissance des individus ont notamment été observés dans des populations de poissons estuariens d'Amérique du Nord (**Weis & Weis, 1989**). Des expérimentations effectuées en milieux contrôlés ont également montré une réduction significative de la fécondité des poissons après exposition à des xénobiotiques (**Weber, 1993; Johnson et al., 1994**).

D'après ces auteurs (**Bouchard et al., 1998; Leamon et al., 2000 ; Tedesco, 2000; Knaepkens et al., 2002 ; Knaepkens et al., 2002 ; Larno, 2004**), il faut cependant rester prudent face à l'existence de variables autres que la contamination (telles que la température, la salinité, la turbidité, l'abondance en nourriture, vitesse du courant, profondeur etc.) qui peuvent moduler les réponses des organismes face au stress chimique et rendre ainsi difficile l'analyse fine des relations entre certains traits biologiques et le niveau de pollution chimique.

Cependant, étant donnée que ce facteur n'est pas toujours corrélé aux concentrations du même métal, son utilité semble variable, et il devrait être jumelé à d'autres mesures (de condition, biomarqueur ou autre) avant de conclure sur la présence d'effets toxiques chez les poissons dont l'indice de condition est relativement bas.

L'analyse des résultats du Rapport Hépat-Somatique **RHS** dans notre présente étude, indique une hypertrophie du tissu hépatique au sein de la population des merlus femelles de la côte ouest algérienne. Ces individus présentent un RHS assez élevé parallèlement à des concentrations tissulaires importantes en éléments traces à savoir le zinc, le plomb et le cadmium. Cette situation semblerait en corrélation avec le degré de pollution particulièrement pendant les périodes de leur cycle biologique.

A l'inverse du **RHS** mâle, ne présente aucune tendance significative d'évolution quand on le compare avec la pression chimique. Il semblerait que le stockage des réserves hépatique n'entraîne pas des fluctuations de **RHS**.

**Shugart (1990)** remarque une diminution du **RHS** parallèlement à la charge contaminante du milieu. Cette tendance est aussi observée dans le travail sur la rivière Bourbre par **Larno (2004)**. Ce dernier auteur avance que la diminution de la pression contaminante pouvant être liée à la capacité d'auto-épuration du milieu et/ou aux effets de la dilution du canal de Catelan (France).

L'hépatomégalie a été reportée chez d'autres espèces de poissons marins et d'eau douce prélevées dans des zones polluées par les métaux lourds, les HAPs, et les PCBs (**Everaarts et al., 1994 ; Huuskonen & Lindström-Seppa, 1995**).

L'augmentation du volume du tissu hépatique a été également 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**). Une hypertrophie du foie a également pu être démontrée chez le chevain (*Leuscicus cephalus*, L.; 1758) en relation avec exposition chronique à des polluants majeurs (**Larno et al., 2001**)

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).

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). En 1995, Bücheli & Fent 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 (Ethoxyresorufine-Deethylase : marqueur physiologique) chez diverses espèces de poissons (Shugart et al., 1990; Huuskonen & Lindström-Seppä, 1995 ; Kosmala et al., 1998). 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 (Klopper-Sam et al., 1994 ; Larno et al., 2001).

- **Situation du niveau de contamination métallique de *Merluccius merluccius* par rapport aux doses maximales admissibles (D.M.A)**

Les métaux lourds présents dans l'eau et dans les sédiments sont absorbés par les plantes et les animaux marins. Ceux-ci 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. Ils peuvent atteindre des concentrations menaçant la survie de certaines populations naturelles et présenter des dangers pour la santé humaine (Liehr et al., 2005). Ceci peut même aller jusqu'à la disparition de certaines espèces intolérantes causant ainsi de profonds bouleversements dans la diversité et la structure des communautés biologiques (Boening, 1999). C'est pourquoi l'évaluation des quantités de métaux lourds présents dans les écosystèmes et dans les organismes représente une partie importante des travaux et recherches effectués en écotoxicologie (Huang et al., 2007). Ces métaux lourds sont problématiques en raison de leur caractère persistant et de leur toxicité. C'est pour cette raison que les règlements les concernant imposent des seuils très bas.

En comparant nos résultats en métaux lourds dans le muscle du merlu *Merluccius merluccius* par rapport au seuil toléré (cf. Tab. 74), nous pourrions déduire que les valeurs enregistrées dans la baie d'Oran restent au-dessous des valeurs critiques de contamination.

La comparaison des teneurs enregistrées dans cette catégorie de poisson étudiée montre que les teneurs en oligo-éléments (Zn) sont plus élevées par rapport à celles des éléments toxiques (Pb et Cd). Ceci est typiquement lié à leur toxicité. Cependant, les teneurs en zinc (16, 27 ppm P.S) ne constituent pas un danger pour le consommateur car elles sont nettement inférieures aux D.M.A (5mg/g).

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

Les taux moyens en cadmium enregistrés dans nos échantillons de *Merluccius merluccius* (0,55 ppm P.S) se trouvent dans l'intervalle de celles recommandées par l'**I.O.P.R (1996)** et **Augier et al (1988)**. De même, pour les teneurs moyennes en plomb (0,63 ppm P.S), qui se situent aussi dans la fourchette des **D.M.A** fixées pour le filet de Poisson par le **GIPPM (1973)**.

**Tableau 74:** Comparaison des teneurs en métaux lourds (ppm P.F) dans le muscle chez *Merluccius merluccius* par rapport aux Doses Maximales Admissibles (D.M.A).

(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].

<b>ETM</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Aliments</b>	5 ppm P.S (d), (e)	0,3 ppm P.F (c) 0,05 ppm P.F (d)	-
<b>Mollusques</b>	5 ppm P.S (a)	2.8-6 ppm P.S (h)	100-1600 ppm P.S (h)
<b>Crustacées</b>	5 ppm P.S (a)	1 mg/Kg P.F (f)	-
<b>Poissons</b>	1 ppm P.S (a) 0,15-3 ppm P.S (h) 0,1 ppm P.F (f)	0,3 à 6 mg/Kg P.S (b) 0,5 mg/Kg P.F (f)	5 mg/g P.S (g)
<b>Présente étude <i>M. merluccius</i></b>	<b>0,24±0,11</b> ppm P.S	<b>0,27±0,16</b> ppm P.S	<b>7,89±0,47</b> ppm P.S

Nous apercevons que les doses moyennes des métaux lourds relevées dans le merlu comparées à celles fournies par la littérature relatifs aux D.M.A., ne sont pas inquiétantes.

Il n'y a pour le moment, 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.

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

**- Les valeurs recommandées pour la consommation humaine**

Parmi les métaux traces que l'on peut retrouver dans les poissons, certains toxiques pour l'homme font l'objet de recommandation pour la consommation humaine par la FAO/WHO (Food and

Agriculture Organization of the united nations/World Health Organization). Les valeurs limites de ces composés dans la chair de poisson sont présentées dans le tableau 75.

**Tableau 75:** Doses maximales de métaux toxiques recommandées par la FAO/WHO pour la consommation humaine.

ETM	Valeurs limites	Commentaire	Référence
Arsenic	PTWI: 15	As inorganique Carcinogène	FAO/WHO, 1998, WHO Food Addit. Ser., No 31
<b>Cadmium</b>	0,5-10a	Cancérogène Liste CCFAC	FAO/WHO, 2001 WHO Food Addit. Ser., No 33
Cuivre	50-150a	-	FAO/WHO, 1989 WHO Food Addit. Ser., No 24
<b>Plomb</b>	2,5-30a	Cancérogène	FAO/WHO, 2001 WHO Food Addit. Ser., No 33
Chrome	ESADDI : 50-200	Cr III	US Food and Drug Administration, 1993
<b>Zinc</b>	200-250a	-	FAO/WHO, 1989 WHO Food Addit. Ser., No 24

<sup>a</sup>  $\mu\text{g.gPS}^{-1}$ ; PTWI= ingestion maximale provisoire tolérable par semaine ( $\text{mg.kg}^{-1}$  poids corporel) ; ESADDI= ingestion maximale journalière ( $\mu\text{g.j}^{-1}$ ) CCFAC: Codex Committee on Food Additives and Contaminants

**- Variations des teneurs moyennes en métaux traces (moyenne  $\pm$  écart-type ppm P.F) chez**

**différents poissons pêchés le long du littoral oranais**

Les animaux aquatiques présentent un intérêt manifeste pour le suivi des écosystèmes : ils accumulent les contaminants, permettant ainsi la mise en évidence de polluants difficiles à déceler dans l'eau. De plus, les teneurs en polluants des espèces animales sont le reflet d'une situation moyenne plus représentative de l'état d'un milieu.

Les différentes études réalisées antérieurement au niveau du laboratoire LRSE de recherche d'Oran ont permis la mise en évidence de l'intérêt de certains indicateurs pour la détermination du niveau ou le degré de la contamination du milieu marin côtier oranais. Le tableau 76 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 concentrations en métaux traces observées dans les muscles du merlu pêché dans la baie d'Oran sont comparables à celles mesurées dans chez d'autres espèces de poissons pêchés dans les régions de la côte ouest algérienne (Tableau 76).

**Tableau 76** : Variations des teneurs moyennes en métaux traces (moyenne  $\pm$  écart type ppm P.F) dans le muscle de quelques poissons pêchés le long du littoral oranais.

Poissons	ETM	Cd	Pb	Zn	Auteurs
<i>Mullus surmuletus</i> Rouget de roche		0,08 $\pm$ 0,02	1,32 $\pm$ 0,08	13,25 $\pm$ 0,08	Benguedda (1993)
<i>Sardina pilchardus</i> Sardine		0,02 $\pm$ 0,01	2,17 $\pm$ 0,45	10,99 $\pm$ 3,93	Merbouh (1998)
<i>Boops boops</i> Bogue		0,021 $\pm$ 0,01	0,40 $\pm$ 0,18	13,5 $\pm$ 3,55	Aoudjit (2000)
<i>Mullus barbatus</i> Rouget de vase		0,08 $\pm$ 0,02	1,19 $\pm$ 0,04	13,25 $\pm$ 0,08	Bensahla (2001)
<i>Mullus surmuletus</i> Rouget de roche		0,15 $\pm$ 0,01	0,23 $\pm$ 0,98	21,23 $\pm$ 3,21	Borsali (2006)
<i>Sardinella aurita</i> Allache		0,01 $\pm$ 0,08	0,29 $\pm$ 0,01	6,08 $\pm$ 1,80	Benamar (2006)
<i>Trachurus trachurus</i> Saurelle		0,01 $\pm$ 0,003	0,06 $\pm$ 0,04	2,76 $\pm$ 1,27	Benadda (2009)
<i>Diplodus sargus</i> Sar		0,11 $\pm$ 0,12	0,32 $\pm$ 1,85	3,006 $\pm$ 1,85	Ayad (2010)
<i>Mullus cephalus</i> Mulet		0,3 $\pm$ 0,02	0,4 $\pm$ 0,021	9,09 $\pm$ 0,58	Bouhadiba (2011)
<b><i>Merluccius merluccius</i> Merlu</b>		<b>0,24<math>\pm</math>0,11</b>	<b>0,27<math>\pm</math>0,16</b>	<b>7,89<math>\pm</math>0,47</b>	<b>Présente étude</b>

- **Variations des teneurs moyennes en métaux traces (moyenne  $\pm$  écart type ppm P.F.) dans le muscle de poissons pêchés dans le bassin méditerranéen**

Une étude comparative a été abordée pour faire le point sur la situation de la pollution dans la baie d'Oran. Ces valeurs de quelques métaux traces sont mesurées dans le muscle de poissons pêchés ou élevés dans le bassin méditerranéen selon la littérature (tableau 77).

Les concentrations en métaux traces, plus particulièrement le zinc et le plomb observées dans le tissu musculaire du merlu de la baie d'Oran sont relativement faibles par rapport aux teneurs relevées chez d'autres poissons du bassin méditerranéen à l'exception des teneurs en cadmium qui restent comparables dans l'ensemble de la Méditerranée.

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

**Tableau 77:** Teneurs en métaux traces mesurés dans le muscle de quelques poissons du bassin Méditerranéen. (moyennes ± écart-types).

Origine	Espèce	Poids (g)	Métal	Concentration (µg/g poids sec)	Références
Mer Méditerranée (Algérie)	<i>M. merluccius</i> (n=530)	14,6-1127,3	Zn Cd Pb	16,27±2,32 0,55±0,13 0,63±0,34	Présente étude
Mer Méditerranée (Turquie)	<i>Sparus aurata</i> (n=16)	95-648	Cr Cu Zn Cd Pb	1,24±0,46 2,84±0,43 26,66±7,62 0,37±0,46 5,54±0,74	Canli et al., 2002
Océan Atlantique (Portugal)	<i>Dicentrachus labrax</i>		Ni Cu Zn Cd Pb	0,76±0,07 7,85±0,13 112±20 0,062 ±0,025 0,38 ±0,02	Perez Cid et al., 2001
Mer Adriatique (Croatie)	<i>M. merluccius</i> (n=138) <i>M. barbatus</i> (n=99)	9-3000 10-193	Cd Pb	0,041-0,143 0,49-1,41	Kljakovic Gašpic et al., 2002
Aquaculture (France)	<i>Dicentrachus labrax</i> (n=4)	130 □5	Cu Zn Cd	0,78 ±0,11 36 ±0,4 0,013 ±0,002	Roméo et al., 2000
Aquaculture (Croatie)	<i>Dicentrachus labrax</i> (n=12)	6,2 ± 1,3	Cd Pb	<0,25 <0,05	Odzak & Zvonaric, 1995

## Conclusion

La mer, et plus particulièrement le littoral, apparaît comme le réceptacle de tous les polluants d'origine tellurique ou marine. La qualité des eaux du littoral est localement préoccupante et seule une politique globale peut remédier à la dégradation progressive du milieu marin.

Le risque lié à la contamination est multiple : un risque pour la santé humaine en cas de consommation de mollusques et poissons marins contaminés, un risque économique en cas d'interdiction de la commercialisation de ces animaux et une image négative de la région polluée.

L'origine des polluants métalliques décelés dans les organes (muscle et foie) du *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran résulte de nombreux rejets en mer (industriels et urbains). Cette pollution s'explique par la charge polluante, issue des activités anthropogéniques autour de la baie d'Oran, qui empreinte les émissaires des eaux usées des Genêts à l'est (35° 42' 963'' N, 000° 37'266'' E) et de Fort Lamoune (35° 37' 954' N, 000° 39' 332'' W) à l'ouest du port d'Oran sans

**Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran**

aucun traitement préalable (Taleb et al., 2006), sachant que la plupart des stations d'épuration des eaux usées réalisées en Algérie entre 1970 à 1990 sont à l'arrêt (Bentir, 1996).

Grimes & Boudjakdji (1996) signalent que la côte oranaise est dotée de 11 exutoires seulement. Le plus grand draine les eaux usées de la partie Nord de la ville, et qui alimente les eaux du port dans son secteur Est et dans la zone avant le port Sud. Cette région se distingue par une forte pollution qui a conduit à l'absence de vie pour le benthos, du fait de sa proximité du grand collecteur d'eaux usées de la ville d'Oran.

Selon Bendahmane (1995), sur les 140 000 m<sup>3</sup>/jour d'eaux usées au niveau de la wilaya d'Oran, 90 % de ce volume journalier se terminent en mer.

Ce déversement des déchets toxiques proviennent des complexes industriels (Arzew) (Raffinerie – Usine Ammoniac – Complexes méthanol), Usine d'électrolyse de Zinc (Ghazaouet) et du Complexe papetier de Mostaganem (CELPAP). Ces derniers constituent une lourde menace pour le milieu marin.

Ces teneurs s'expliquent, aussi, par le fait que la baie d'Oran est sous l'influence directe du trafic maritime. Ces circonstances conduisent à incriminer les peintures anti-salissures qui couvrent les coques des embarcations (Boutiba et al, 2003). Ces peintures antisalissures sont à base de composés cuivrés et/ou de composés chimiques de synthèse, qui persistent à long terme dans l'environnement (Leroy, 2006). Le tableau 78 montre la composition chimique des métaux lourds contenus dans les peintures et qui sont largement utilisées en Algérie.

**Tableau 78:** Concentrations en métaux traces de différentes peintures anti-salissures les plus employées (Augier et al, 1988).

Peintures	Concentrations (ppm)			
	Cd	Cu	Hg	Pb
International Micron 25	0.87	63 (g/kg)	0.06	39.2
International Leader	1.75	340 (g/kg)	0.03	170
International Copper paint	5.1	125 (g/kg)	0.11	315
Renaudin KF 73	49.6	17 (ppm)	0.03	44.6
Vernici Veneziani	12.3	38.9 (ppm)	0.03	8.5
Valentine VF 2000	54	303 (g/kg)	0.03	30.1
International Inter B6	4.8	365 (g/kg)	87	405
Wiedox Ral 3002	776	18.2 (ppm)	0.03	2422
Valentine VF 66	70	8.0 (ppm)	0.03	260
International TBT	0.2	62 (ppm)	0.04	1
Ch.Querolle Plastique	0.1	0.5 (ppm)	0.03	1.5

La libération des différents métaux dans l'eau de mer se fait progressivement et d'une manière continue par le phénomène de lixiviation des couches de peintures. Ce dernier contribue, de manière non négligeable, à l'accentuation de cette pollution si l'on tenait compte de la surface

Chapitre 5: Etude de la bioaccumulation des trois métaux lourds: Cd, Pb, et Zn. et leur impact sur l'espèce *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran

---

globale considérable des coques de tous les bateaux et de l'effet des émanations des vapeurs d'essence des moteurs qui contribuent, eux aussi à la pollution de la mer (**Augier et al, 1988**).

L'eau transporte les métaux lourds, et les incorporent dans les chaînes alimentaires (algues, poisson, etc.). Même si les métaux lourds sont le plus souvent présents à l'état de traces, ils n'en restent pas moins très dangereux, puisque leur toxicité se développe par bioaccumulation dans les organismes.

---

---

**Conclusion générale**

**Recommandations et perspectives**

---

---

### Conclusion générale

Au terme de ce travail, essentiellement consacré à l'étude de la biologie et de la dynamique des populations, ainsi que de la pêche au merlu *Merluccius merluccius* L, 1758 et son utilisation comme bioindicateur de la pollution métallique par trois métaux lourds (Cd, Pb et Zn) au niveau de la façade maritime oranaise, 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 merlu dans son habitat pour essayer de maîtriser son cycle biologique, la gestion de son stock et évaluer la situation actuelle de la baie d'Oran en terme de pollution environnementale littorale et marine. Enfin, l'information fournie par ces dosages permet de permettre 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.

En considérant les résultats dans leur globalité, il apparaît que :

- ✚ L'étude de l'âge et la croissance chez le merlu *Merluccius merluccius* de la frange côtière oranaise, met en évidence une croissance différentielle entre les deux sexes. Les femelles croissent plus rapidement que les mâles. Cette différence se manifeste dès la première année de leur vie et demeure toujours en faveur des femelles.
- ✚ Concernant la relation taille-poids, la population de *Merluccius merluccius* à sexe séparé, se caractérise par une croissance isométrique entre le poids total ou éviscéré et la taille. Ce qui nous permet de dire que la forme du corps ne change pas au cours de l'accroissement, ce qui signifie que la croissance pondérale est proportionnelle pour les deux sexes. La croissance pondérale est proportionnelle à la croissance linéaire. A taille égale, les mâles sont plus légers que les femelles et à poids éviscéré égal, les femelles pèsent moins lourdes que les mâles.
- ✚ La mortalité totale a été estimée par analyse des fréquences de taille dans les captures. L'estimation de la mortalité naturelle par la méthode de Taylor montre qu'elle est plus élevée chez les mâles. Il apparaît que les femelles sont plus affectées par la mortalité par pêche.
- ✚ Le taux d'exploitation (E) calculé pour l'ensemble de la population du merlu semble supérieur par rapport au seuil (Eop), ce qui conduit à penser que le milieu semble être surexploité.
  
- ✚ Deux périodes de ponte ont été mises en évidence chez *Merluccius merluccius* de la baie d'Oran. Un maximum d'émission de gamètes en été et en hiver, ce qui nous conduit à conclure que cette espèce se reproduit toute l'année. Le stock exploitable du *M. merluccius* renferme plus de mâles que des femelles.
- ✚ Le calcul de la taille moyenne de la population du merlu au cours de notre échantillonnage, permet d'avancer que les femelles sont, en moyenne plus grandes (28,55 cm) que les mâles (23,85 cm).

## Conclusion Générale

---

- ✚ Les tailles de première maturité sexuelle (L50) sont différentes selon les sexes, elle a été estimée à 20.5 cm chez les mâles et à 33.5 cm chez les femelles. La maturité sexuelle intervient plutôt chez les mâles. De plus, nous avons estimé que 59,56 % des merlus échantillonnés n'ont pas encore atteint cette taille et qu'il est dangereux pour l'avenir du stock de les capturer en grande quantité.
- ✚ Dans l'ensemble, notre étude nous a permis de mettre en évidence la présence effective Des trois métaux lourds dans les tissus mous (muscle et foie) du *M. merluccius* à sexe confondu dans le littoral oranais qui est perturbé par les divers rejets domestiques, industriels et agricoles.
- ✚ Pour cette famille de contaminant inorganique (Zn, Pb, Cd), le foie est systématiquement apparu comme l'organe le plus contaminé, et constitue donc l'organe cible de ces contaminants chez le merlu.
- ✚ Parmi les métaux dominants, le zinc se détache nettement des deux autres éléments à des teneurs très importantes. Les concentrations suivent un ordre décroissant du plomb au cadmium.
- ✚ La bioaccumulation des métaux lourds présente une variation mensuelle nette. En effet, pour les concentrations en Zn, le foie concentre mieux ce métal en été (août) qu'en automne. Cette variation s'explique, évidemment, par l'élévation de la température de l'eau de mer, et surtout par l'accroissement de la pression humaine, particulièrement importante en cette période d'année.
- ✚ Par rapport à la taille des individus, la classe la plus petite semble être la plus contaminée; ce facteur est intimement lié à la croissance qui impose aux individus un régime alimentaire très riche. Ce dernier étant de type carnivore, il augmenterait potentiellement les risques de bioaccumulation.
- ✚ Concernant la maturité sexuelle, une relation a été établie entre la période de ponte (avec un maximum en été et en hiver) et les valeurs élevées des éléments traces métalliques qui correspond à une activité hépatique accrue survenant lors de l'engraissement de l'espèce après la période de reproduction. En revanche, à la ponte, les réserves nutritives se puisent, automatiquement les concentrations en métaux lourds chutent (relargage des métaux à ce moment là) et l'accumulation des réserves ne reprendra lentement qu'au début de la période du repos sexuel. Le sens des variations suggère que ce soit la physiologie de l'animal qui est en cause.
- ✚ Il apparaît, aussi, que la majorité des métaux ont tendance à s'accumuler beaucoup préférentiellement chez les individus immatures que les individus matures du merlu de littoral oranais.
- ✚ Chez les merlus femelles, les variables biologiques (facteur de condition K et RHS) sont impactés par le stress chimique et ne présentent aucune tendance significative d'évolution chez les merlus mâles. Cette situation semblerait en corrélation avec le degré de pollution particulièrement pendant les périodes de leur cycle biologique. Ces indices morphométriques chez les mâles ne semblent pas répondre à la présence de polluants et ils sont quasiment stables au cours du cycle reproductif.

## Conclusion Générale

---

- Par ailleurs, les doses moyennes des métaux lourds relevées dans le merlu pêché au niveau du littoral oranais, comparées à celles fournies par la littérature relatifs aux D.M.A., ne sont pas inquiétantes et ne semblent pas présentées un véritable danger. Toute fois nous affirmons qu'il n'existe aucun risque de toxicité pour la santé humaine pour l'instant; et, par conséquent cette ressource halieutique merluère du littoral oranais 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 des micropolluants minéraux obtenus a partir du merlu 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 la baie d'Oran subit l'influence d'activités diverses en particulier urbaines, portuaires et industrielles.
- Les variations des teneurs moyennes en métaux traces décrochés dans le muscle du merlu et comparées à celles de poissons pêchés dans le bassin méditerranéen sont relativement moins importantes, en particulier le zinc et le plomb. Les teneurs en cadmium semblent être dans la gamme, du moins dans le même ordre de grandeur que celles mesurées dans les tissus de poissons pêchés dans différentes régions du monde.
- *Merluccius merluccius* pourrait être considérée comme un bon bioindicateur de la qualité de l'environnement des écosystèmes aquatiques (espèce sentinelle). En effet, le recours à cette espèce qualifiée de sentinelle 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 facilité de prélèvement, de leur abondance et de leur capacité à accumuler une gamme des métaux lourds, ces organismes apparaîtraient comme des organismes potentiellement intéressants.

## Recommandations & perspectives

---

### Recommandations et perspectives

A la lumière des résultats que nous avons obtenus et des études précédemment réalisées, certains aspects devraient être développés et approfondis :

- La pêche côtière algérienne cible essentiellement les juvéniles de merlu. Afin de protéger ces juvéniles, il est indispensable de localiser d'une façon précise les nourriceries, de comprendre le comportement de ces juvéniles et d'étudier la distribution et l'abondance des œufs et larve du merlu vis-à-vis des fluctuations des paramètres environnementaux.

- La connaissance de la croissance et de l'âge est une étape indispensable de la dynamique des populations. La croissance du merlu est démontrée deux fois supérieure à celles déterminées au moyen de la lecture des otolithes qui sur estiment l'âge du merlu. Il est donc indispensable d'avoir recours à l'étude de microstructures des otolithes et de confirmer la vitesse de croissance rapide chez le merlu par des techniques de marquage et recapture à l'instar de ce qui est fait au niveau de l'Atlantique nord et en Méditerranée.

- La gestion actuelle des stocks est réalisée à travers des modèles multispécifiques qui nécessitent une bonne connaissance du régime alimentaire du poisson durant les différentes phases de sa vie. Pour comprendre l'évolution de l'abondance du merlu en Algérie, il est indispensable de définir avec précision son niveau dans le réseau trophique et sa position (prédateur-proie) dans sa niche écologique vis-à-vis des espèces qui lui sont associées. Une étude des assemblages du merlu avec ces différentes espèces sur le plan spatio-temporel permettrait de déterminer les proies ou prédateurs permanents du merlu dans sa zone de distribution géographique.

- Nos résultats ne font que révéler l'existence d'une relation entre la pollution marine, nombreux rejets industriels et urbains au niveau de la baie d'Oran, et des régions avoisinantes. Cette pollution est une menace que, si elle ne reste encore que ponctuelle, a une extension géographique relativement large.

Les eaux continentales, marines et océaniques sont un milieu menacé. Elles doivent s'accommoder des déchets naturels, mais également de la pollution humaine. Ce constat met en relief une contraction fondamentale dans le fait que le même cours d'eau doit fournir de l'eau potable et servir d'égout. Une prise de conscience générale s'impose pour sauver ses écosystèmes.

Envisager d'autres études et approches analytiques susceptibles d'accroître la compréhension des phénomènes toxicologiques globaux:

- Le comportement du bioindicateur choisi devrait être étudié vis-à-vis des autres contaminants chimiques incluant d'autres éléments traces et substances organiques ;

## Recommandations & perspectives

---

- 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 menée sur des modèles écotoxicologiques plus au moins complexe (chaîne trophique, micro-écosystème...).
- L'étude de spéciation de différentes formes de répartition des métaux traces 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 (les métallothionéines).

Les entreprises, les pouvoirs publics et la société civile devront travailler main dans la main afin de réconcilier trois mondes qui se sont longtemps ignorés : l'économie, l'écologie et le social. À long terme, il n'y aura pas de développement possible s'il n'est pas économiquement efficace, socialement équitable et écologiquement tolérable.

Il appartient aux Scientifiques de trouver, d'élaborer, d'améliorer et de fournir tous les remèdes et les solutions possibles pour une lutte adéquate des différentes formes de pollutions. Ils doivent saisir, sensibiliser et convaincre les politiques des dangers et des menaces qui peuvent affecter la santé de l'Homme, nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes marins dans le moyen et le long terme.

Au-delà des budgets énormes qui doivent être alloués pour un cadre de vie agréable de leur population, il doit y avoir impérativement une volonté politique forte sous pression des organisations écologiques et des associations anti-pollution (manifestation – grève, etc...) et de l'élément essentiel qui est l'électeur dans les pays comme c'est le cas des pays démocratiques.

Pour y parvenir, les Politiques (décideurs) et les Scientifiques devront impérativement travailler, coopérer, adopter et harmoniser conjointement leurs politiques et leurs stratégies pour un développement durable afin de protéger et préserver le milieu marin et de gérer les activités humaines de manière que l'écosystème marin continue à supporter les utilisations légitimes de la mer, et à répondre aux besoins des générations actuelles et futures.

La pollution des écosystèmes mers n'est plus une hypothèse à débattre, mais une réalité à affronter. Le but est de donner à la protection de l'environnement une dimension de progrès en préservant l'équilibre naturel, et une vision globale du développement durable des écosystèmes littoraux et marins. Pour atteindre ces objectifs il faut :

- ✓ Prendre en compte toutes les activités humaines ayant un impact sur le milieu marin récepteur et qui pourraient nécessiter un réajustement des politiques menées.
- ✓ Assurer la protection et la conservation de l'environnement côtier avec une mise en place d'un Réseau de Surveillance Ecologique Marin et Côtier, sur la base d'une

## Recommandations & perspectives

---

approche écosystémique intégrée, en fixant des objectifs qualitatifs et quantitatifs et des échéanciers, en dégagant des ressources financières adéquates et en appliquant les principes de précautions.

- ✓ Identifier et déterminer les zones importantes à protéger et à conserver en se basant sur l'incorporation des espèces et des habitats dans les listes classés selon les normes internationales. Il est essentiel également qu'il y ait une interprétation commune des dispositifs juridiques relatives au milieu marin, aux fins de désignation et de gestion des espaces à intérêt écologique et biologique.
- ✓ 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 industrielle et urbaine et la qualité du milieu récepteur.
- ✓ prévoir la construction des stations d'épurations qui constitue la seule réponse possible et nécessaire contre la dégradation de ce milieu.
- ✓ Instaurer un programme de contrôle et de surveillance continus des différentes sources de pollution et de leur effet sur l'environnement, en obligeant les industriels à se doter de système de traitement des eaux résiduelles, ainsi que le recyclage des déchets ;
- ✓ Réaliser de nouvelles unités pour le stockage des résidus chimiques ;
- ✓ Renforcer le réseau national de surveillance continue de la mer Méditerranée algérienne dans le cadre du programme (MED POL);
- ✓ Participer aux programmes de l'initiative «Horizon 2020» de la Commission Européenne, qui constitue un élément central de la stratégie de lutte contre les sources principales de pollution en Méditerranée d'ici à 2020 ;
- ✓ Veiller à ce que les provinces côtières soient dotées de stratégies basées sur des plans d'actions spécifiques (Plans d'aménagements) qui traitent des schémas antipollution: réhabilitation des réseaux d'assainissement, mise en place de stations d'épuration ;
- ✓ Renforcer la sensibilisation du public à la question de la conservation de la biodiversité à travers les différents départements ministériels, institutions et ONGs pour développer l'éducation environnementale ;

---

---

## **Références bibliographiques**

---

---

- A.I.E.A., 1995** - Echantillons pour comparaisons inter- oratoire -Matière de référence - Doc. Des Services de contrôle de la qualité des Analyses. 40p.
- Abella, A., Auteri, R. & Serena F., 1995** - Some aspects of growth and recruitment of hake in the northern Tyrrhenian sea. *Rapport de la 1ère reunion du groupe de travail DYNPOP du CIESM*. Tunis, **10**: 27-28.
- Abella, A., Caddy, J.F. & Serena, F., 1997** - Declining natural mortality with age and fisheries on juveniles: a Mediterranean demersal fishery yield paradigm illustrated for *Merluccius merluccius*. *Aquat. Living Resour.*, **10**: 257-269.
- Abella, A., Belluscio, A., Bertrand, J., Carbonara, P.L., Giordano, D., Sbrana, M. & Zamboni, A., 1999** - Use of MEDITS trawls survey data and commercial fleet information for the assessment of some Mediterranean demersal resources. *Aquat. Living Resour.*, **12**: 155-166.
- Abella, A., Serena, F. & Ria, M., 2005** - Distributional response to variations in abundance over spatial and temporal scales for juveniles of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Western Mediterranean Sea. *Fish. Res.*, **71**: 295-310.
- Abid, K.S., 2006** - Contribution à l'étude des Helminthes chez le merlu *Merluccius merluccius* (L. 1758) de la côte d'Oran. *Mémoire de Magister*, Université d'Oran, (Algérie), 132p.
- Adami, G., Barbieri, P., Fabiani, M., Piselli, S., Predonzani, S. & Reisenhofer E., 2002** - Levels of cadmium and zinc in hepatopancreas of reared *Mytilus galloprovincialis* from the Gulf of Trieste (Italy). *Chemosphere* **48**: 671-677.
- 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., Jr., & Ryon M. G., 2000** - Evaluating effects of contaminants on fish health at multiple levels of biological organization: extrapolating from lower to higher levels. *Human and Ecological Risk Assessment* **6**: 15-27.
- Addis, P., Campisi, S., Cuccu, D., Follasa, M.C., Murenu, M., Sabatini, A., Secci, E. & Cau, A., 1998** - Pesca sperimentale mesobatiiale con attrezzi fissi. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 638-648.
- Ademe, 2004** - Polluants Organiques Persistants. <http://www.ademe.fr/entreprises/polluants/polluants/polluant.asp?ID=49>
- Adriano, D. C., 2001** - Trace Elements in Terrestrial Environments Biogeochemistry Bioavailability and Risk of Metals, second ed. Springer-Verlag, New-York.
- Ahlborg, U. G. & Hanberg A., 1994** - Toxic equivalency Factors for dioxon-like PCBs. *Environmental Science and Pollution Research International*, **1**: 67-68.
- Aissi, A., 1980a** - Concentrations des métaux lourds chez le rouget *Mullus surmelletus* (L) dans la baie d'Alger. *Vème Journée d'études de la pollution*. Cagliari, C.I.E.S.M./PNUE: 155-162.
- Aksu, A., Balkis, N., Taşkin., Ö, & Erşan., M., 2011** - Toxic metal (Pb, Cd, As and Hg) and organochlorine residue levels in hake (*Merluccius merluccius*) from the Marmara Sea, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*. Volume **182**, Numbers 1-4, 509-521
- Akyol, O., Kınacıgil, H.T. & Şevik, R., 2007** - Longline fishery and length-weight relationships for selected fish species in Gökova Bay (Aegean Sea, Turkey). *International Journal of Natural and Engineering Sciences*, **1**: 1-4.
- Alados, C.L., Escós, J.M., & Emlen, J.M., 1993** - Developmental instability as an indicator of environmental stress in the Pacific hake (*Merluccius productus*). *Fishery Bulletin*, **91**: 587-593.
- Alavanja, M. C., Hoppin, J. A. & Kamel, F., 2004** - Health effects of chronic pesticide exposure cancer and neurotoxicity. *Annu Rev Public Health* **25**: 155-197
- Albakjaji, M., 2011** - La pollution de la mer Méditerranée par les hydrocarbures liée au trafic maritime. *Thèse de Doctorat*. Université de PARIS-EST.
- Alcázar, J. L., Carrasco, F. J., Llera, E. M., Méndez, de la Moz, L., Ortea, J. A. &**

- Vizcaino, A., 1983** - Biología, dinámica y pesca de la merluza en Asturias. *Recurs. Pesq. Asturias*, **3**: 134.
- Aldebert, Y., 1981** - Contribution à la biologie du merlu du Golfe du Lion: premières données sur la croissance. *Rapp. Comm. Int. Mer médit.*, **27**(5): 47-48
- Aldebert, Y. & Carriès, C., 1988** - Problèmes d'exploitation du merlu du golfe du Lion. Fuengirola, C.G.P.M., 5ème Consultation technique sur l'évaluation des stocks Baléares et Golfe du Lion: 87-91.
- Aldebert, Y. & Carriès, J. C., 1989a** - La croissance du merlu dans le Golfe du Lion. Méthodologie. Problèmes posés. *Report of the age-reading workshop on Mediterranean Hake and Sardine*. Palma de Mallorca, Espana, 10-15 April 1989: 66-70.
- Aldebert, Y. & Carriès, J. C., 1989b** - La croissance du merlu dans le Golfe du Lion. Méthodologie. Problèmes posés. *Report of the age-reading workshop on Mediterranean Hake and Sardine*. Palma de Mallorca, Espana, 10-15 April 1989 : 66-70..
- Aldebert, Y. & Morales-Nin, B., 1992** - La croissance des juvéniles de merlu dans le golfe du Lion : nouvelles méthodes d'approche. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **33**: 281-281.
- Aldebert, Y. & Recasens, L., 1995** - Estimation de la croissance du merlu dans le golfe du Lion par l'analyse des fréquences de taille. *Rapport de la Commission Internationale sur la Mer méditerranée*, **34**: 236-236.
- Aldebert Y. & Recasens L., 1995** - Estimation de la croissance du merlu dans le golfe du Lion par l'analyse des fréquences de taille. *Rapport de la Commission Internationale sur la Mer méditerranée*, **34**: 236.
- Aldebert, Y. & Recasens, L., 1996** - Comparison of methods for stock assesment of European hake *Merluccius merluccius* in the Gulf of Lions (Northwestern Mediterranean). *Aquat. Living Resour.* **9**: 13-22.
- Aleman, F. & Oliver, P., 1995** - Growth of female hake in the Balearic Sea: a proposal of new growth model with higher growth rates. *Cahiers Options Méditerranéennes*, **10**: 51-52.
- Alheit, J., 1986** - Reproductive biology of sprat, *Sprattus sprattus*: factors determining annual egg production. *Comm Meet. int. Coun. Explor. Sea CM.-ICES/H*: 58p
- Alheit, J. & Pitcher, T.J., 1995** - Hake. Fisheries, Ecology and Markets. *Fish and Fisheries Series 15*. Chapman and Hall, London.
- Alheit, J. & Pitcher, T.J., 1995** - Hake: Fisheries, Ecology and markets. Chapman & Hall,
- Alliot, A. & Frenet-Piron, M., 1990** - Relationship between metals in sea-water and metal accumulation in shrimp. *Mar. Pollut. Bull.* **21**: 30-33.
- Alloway, B.J. & Ayres, D.C., 1993** - Chemical principales of environmental pollution. *Chapman & Hall, London*, 291p.
- Alloway, B.J., 1995** - Heavy metals in soils. Second edition. Blackie Academic, London, UK, 368p.
- 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.
- 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. *Journal of Plankton Research*, **26**: 811-826.
- Alvarez, P., Motos, L., Uriarte, A. & Engana, J., 2001** - Spatial and temporal distribution of European hake, *Merluccius merluccius* (L.), eggs and larvae in relation to hydrographical conditions in the Bay of Biscay. *Fisheries Research*, **50**: 111-128.
- Al-Yousuf, M. H., El-Shahawi, M. S. & Al-Ghais, S. M., 2000** - Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *Sci. Total. Environ.*, **256**: 87-94.
- Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C. & Metayer, C., 1982** - Distribution de quelques métaux (Cd, Pb, Cu, Zn) chez les organismes vivants de l'estuaire de la Loire et des zones côtières adjacentes.

- Bull. Soc. Sc. Nat. Ouest de la France* **4**: 153-168.
- Amiard-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, Pb, Se) dans les matières biologiques solides. *Waters* **21** (6), 693-697.
- Amiard-Triquet, C., Berthet, B. & Martoja, R., 1991** - Influence of salinity on trace metal (Cu, Zn, Ag) accumulation at the molecular, cellular and organism level in the oyster *Crassostrea gigas* Thunberg. *Biol. Metals* **4**: 144-150.
- Amiard-Triquet, C., Jeantet, A. Y. & Berthet, B., 1993** - Metal transfer in marine food chains: bioaccumulation and toxicity. *Acta. Biologica Hungarica* **44**(4): 387-409.
- Amiard-Triquet, C. & Rainbow, P. S., 2009** - Environmental Assessment of Estuaries Ecosystems. A Case Study. *CRC Press*, Boca Raton, Etats-Unis.
- Anandraj, A., Marshall, D. J., Gregory, A. & McClurg T. P., 2002** - Metal accumulation, filtration and O<sub>2</sub> uptake rates in the mussel *Perna perna* (*Mollusca: Bivalvia*) exposed to Hg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup>. *Comp. Biochem. Physiol Part C: Toxicology & Pharmacology* **132**(3): 355-363.
- Andaloro, F., Arena, P. & Prestipino Giarritta, S., 1985** - Contribution to the knowledge of the age, growth and feeding of hake *Merluccius merluccius* (L. 1758) in the Sicilian channel. *FAO Fish Rep.* **336**: 93-97.
- Anderson, D.M. et F.M. Morel, 1978** - Copper sensitivity of *Gonyaulax tamarensis*. *Limnol. Oceanogr.*, **23**: 283-295.
- Andral, B. & Stanisiere, J. Y., 1999** - Réseaux Intégrateurs Biologiques. RINBIO. Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée: résultats de la campagne 1998, Ifremer. DEL/TL/99-038.
- Andral, B., Stanisiere, J. Y. & Mercier, S., 2001** - Réseau Intégrateurs Biologiques. RINBIO. Evaluation de la contamination chimique des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée: résultats de la campagne 2000. Ifremer. R.INT.DEL/TL/01-03.
- Andreu, B., 1955** - The sexuality of sardines. *Proc.Gen.Fish.com.Medit.* **3**:45-60
- Angelescu, V., Gneri, F. S. & Nani, A. 1958** - *La merluza del mar Argentino (Biología y Taxonomía. Sec. Mar., Serv. Hidrogr. Naval*, Buenos Aires. 228p.
- Angelidis, M. O. & Catsiki, V. A., 2002** - Metal bioavailability and bioaccumulation in the marine environment: methodological questions, *CIESM Workshop Monograph*, Monaco: 128p.
- Anon, 2000** - Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Demersal Stocks. *ICES CM 2000/ACFM*: **4**. 744 pp.
- Aoudjit, N., 2001** - Etude de certains facteurs biologiques et de la contamination de la Bogue (*Boops Boops*) par les métaux lourds provenant de la baie d'Oran. *Thèse de Magister*: Université d'Oran. 243p.
- Arbault, S. & Lacroix-Boutin, N., 1969** - Epoques et aires de ponte de poissons teleostéens du le Golfe de Gascogne en 1965-1966 (oeufs et larves). *Rev. Trav. Inst. Pêch. Marit.* **33**(2) : 181-202.
- Arneri, E. & Morales-Nin, B., 2000** - Aspects of the early life history of European hake from the central Adriatic. *Journal of Fish Biology.* **56**(6):1368-1380.
- Arneri, E., Colella, S. & Giannetti, G., 2001** - Age determination and growth of turbot and brill in the Adriatic Sea: reversal of the seasonal pattern of otolith zone formation. *J. appl. Ichthyol.*, **17**: 256-261.
- Arrignon, J., 1976** - Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. Gauthier-Villars, Paris, 340p.
- 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.
- Astruc, G., 2005** - Exploitation des chaînes trophiques marines de Méditerranée par les populations de Cétacés. *Thèse de Doctorat de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes*. Université Montpellier II, France.

- Aubert, M., 1982** - Métaux lourds en Méditerranée, 3<sup>e</sup> Tome – Compagnes *océanographiques du C.E.R.B.O.M* : 118p.
- Aubert, M., 1987** - Techniques d'Etudes des pollutions chimiques. *Actes du 8<sup>ème</sup> Colloque Intr. d'Océanographie Médit.* C.E.R.B.O.M.
- Audet, D. & Couture, P., 2003** - Seasonal variations in tissue metabolic capacities of yellow perch (*Perca flavescens*) from clean and metal-contaminated environments. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*.vol. **60**: 269-278.
- Auguier, H., Ramanda, G. & Santimone, M., 1988** - Teneurs en métaux lourds des oursins comestibles (*Paracentrotus lividus*, Lmk) dans les zones à grandes activités touristiques de l'île de Port Cros. *Actes Colloque Intern. Sur l'oursin comestible Paracentrotus lividus*. Carry – Le Rouet : 271-284.
- Augier, H., Park, W. & Ramondo, G., 1992** - Study of geographical and seasonal metal variation in different parts of the sea urchin *Paracentrotus lividus*, from three Provençal Tet Areas: 75-89
- Augier, H., 2008** - Le livre noir de l'environnement: Etat des lieux planétaire sur les pollutions. Monaco: Editions Alphée, Jean-Paul Bertrand. 601p.
- Austin, B., 1999** - The effects of pollution on fish health. *J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl.* **85**, 234S–242S
- 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.
- Ayed, F., 2010** - Evaluation de la pollution métallique par trois métaux lourds (Cd, Pb, Zn) dans les organes (Foie, gonades et muscle) chez le Sar *Diplodus sargus* (Linné, 1758) pêché dans la baie de Béni Saf et la baie d'Oran. *Thèse de Magister*. Université d'Oran. 112p
- Aylett, B.J., 1979** - The chemistry and bio-inorganic chemistry of cadmium. In: Webb M (ed.) The Chemistry, Biochemistry and Biology of Cadmium. Elsevier/North Holland *Biomedical Press*, Amsterdam. 1-43.
- Azri, C., Serbaji, M. M. & Medhioub, K., 1999** - Pollution de l'air par les rejets d'une fonderie de plomb. *TSM-l'eau*. 22-26.
- Azri, C., Maalej, A. & Medhioub, K., 2000** - Etude de la variabilité des constituants de l'aérosol dans la ville de Sfax. *Poll. Atm.* **165**: 121-129.

- B -

- Bagenal, T. B., 1954** - The growth rate of the hake, (*Merluccius merluccius* L.), in the Clyde and other Scottish sea areas. *J. mar. biol. Assoc. U.K.* **33**: 69-95.
- Bagenal, T. B., 1973** - Fish fecundity and its relation with stock and recruitment. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.*, **16**: 186-198.
- Balbontín, F. & Fischer, W., 1981** - Ciclo sexual y fecundidad de la merluza *Merluccius gayi gayi*, en la costa de Chile. *Revista de Biología Marina de Valparaíso*. **17**(3): 285-334.
- Balegh, M. A., 2001** - Contribution a l'étude des apports atmosphérique de la région d'Oran. *Ingeniorat d'état en Hydraulique*. 95p. Université des Sciences Technologiques Mohammed Boudiaf d'Oran (Ustomb).
- Bargagli, R., 1993** - Cadmium in marine organisms from the Tyrrhenian sea: no evidence of pollution or biomagnification. *OEBALIA*, vol. **XIX**: 13-25.
- Baric, A. & Branica, M., 1967** - Polarography of sea water 1: Ionic state of cadmium and zinc in sea water. *J. Polarogr. Soc.*, **13**: 4-8.
- Barry, J. P. & Tegner, M. J., 1989** – Inferring demographic process from size-frequence distributions: simple models indicate specific patterns of growth and mortality. *Fish Bull.* US **88**: 13-19.
- Batley, G. E. & Florence, T. M., 1976** - Determination of the chemical forms of dissolved

- cadmium lead and copper in seawater. *Mar. Chem.*, **4**: 347-363.
- Batts, S., 1972** - Sexual maturity, fecundity and le sexe-ratio of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) (L.) in the north Carolina waters. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **101** (4): 626-637.
- Bauchot, M. L. & Pras, A., 1993** - Guía de los peces de mar de España y Europa. 3<sup>ed</sup>. Omega: 432pp.
- Baudrimont, M., Andres, S., Durrieu, G. & Boudou, A., 2003** - The key role of metallothioneins in the bivalve *Corbicula fluminea* during the depuration phase, after *in situ* exposure to Cd and Zn. *Aquatic Toxicology*, **63**: 89-102.
- Bauer, J.A. & Bauer, S.E., 1981** - Reproductive biology of pygmy angelfishes of the genus *Ctenopoma* (Pomacanthidae). *Bull. Mar. Sci.* **31**:495-513.
- Beamish, F. W. H., 1966** - Vertical migration of demersal fish in the northwest Atlantic. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, **23**: 109-139.
- Bei, F., Catsiki, V.A. & Stroggyloudi, E., 1998** - Seasonal and spatial variations of Cu, Cr, Ni and Pb concentrations in *Mytilus galloprovincialis* of Saranikos Gulf, Greece. *Rapports de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Méditerranée* **35** (2).
- Belcari, P., Ligas, A. & Viva, C., 2006** - Age determination and growth of juveniles of the European hake, *Merluccius merluccius* (L., 1758), in the northern Tyrrhenian Sea (NW Mediterranean). *Fisheries Research*, **78** : 211-217.
- Belhouari, B., 2011** - Etude écotoxicologique chez un Gasteropode marin (*Osilinus turbinatus*, Born 1780) dans le littoral algérien occidental. *Thèse de Doctorat*. Université d'Oran (Algérie).
- Belhoucine, F., 2005** - Contamination du Merlu *Merluccius merluccius* (L., 1758) par trois métaux lourds (Cadmium, Plomb et le Zinc) pêché dans la baie d'Oran. *Thèse de Magister*. Univ. Oran : 110p+ annexes.
- Belhoucine, F., Bouderbala, M. & Boutiba, Z., 2008** - Evaluation de la contamination métallique du merlu (*Merluccius merluccius* L., 1758) de la baie d'Oran. *Actes des Dixièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer et de la Première Rencontre Tuniso-Française d'Ichtyologie*: (13) (*Sousse Tunisie (20-23 décembre 2008)*).
- Belhoucine, F., Bouderbala, M., & Boutiba, Z., 2009** - Cas d'hermaphroditisme observé chez le merlu (*Merluccius merluccius*, L., 1758) pêché dans la baie d'Oran (Méditerranée Sud Occidentale). *European Journal of Scientific Research*, **35**(1): 6-13.
- Belkessa, R., Houma, F., Ciortan, R. & Mezouar, K., 2008** - Protection Works Of The Sea Coast In Algéria, Copedec VII, Dubai, UAE, Paper No: S-26.
- Bellail, R. & Labastie, J., 1999** - Compte-rendu de participation à l'atelier de lecture d'âge de merlu (*Merluccius merluccius*) tenu au Centre IEO de Vigo du 14 au 21 février 1999. 5p.
- Bellefroid, E. J., Bourguignon, C., Holleman, T., Ma, Q., Anderson, D. J., Kintner, C. & Pieler, T., 1996** - X-Myt1, a Xenopus C2HC-type zinc finger protein with a regulatory function in neuronal differentiation. *Cell*. **87**: 1191-1202.
- Belloc, G., 1923** - Note sur la croissance du merlu. Notes Mem. Off. Scient. *Tech. Pêches Marit.*, **21**: 1-32.
- Belloc, G., 1929** - Poissons de chalut. Etude monographique du merlu (*Merluccius merluccius*). *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, **2**: 154-288.
- Belloc, G., 1935** - Etude monographique du merlu *Merluccius merluccius* L. 3<sup>ème</sup> partie, *Revue des travaux de l'Office des pêches maritimes*, **8**: 145-202.
- Bellucci, L.G., Frignani, M., Paolucci, D. & Ravanelli, M., 2002** - Distribution of heavy metals in sediments of the Venice Lagoon: the role of the industrial area. *Science of the total Environment*, **295**(1-3), p.35-49. p. 1-17.
- Belon, P. 1553** - De aquatilibus, libri duo cum eiconibus ad viam ipsorum effigiem, quoad eius fieri potuit, expressis. *Ad amplissimum Cardinalem Castillionaeum*. -pp. (1-31), 1-448. Parisiis. (Stephanus).
- Belvèze, H., 1972** - Le facteur de condition de la sardine et son évolution à Safi et Agadir, *Bull.Inst.*

*Pêches Marit.*, Casablanca **20**: 57-69

**Benadda, H., 2009** - Evaluation de la pollution marine par trois éléments en trace métalliques (plomb, cadmium et zinc) sur un poisson pélagique : La Saurel, *Trachurus trachurus* (Linné, 1758) pêchée dans la baie d'Oran. *Thèse Magister*. Université d'Oran 82p+Annexes.

**Benamar, N., 2011** - Etude de la biologie, de l'exploitation et de la contamination par les métaux lourds (cadmium, plomb et zinc) d'un poisson osseux: la sardinelle ronde *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847) pêchée dans la baie d'Oran. *Thèse de Doctorat*. Université d'Oran (Algérie).

**Benamar, N., 2006** - Evaluation de la pollution marine par trois éléments en traces métalliques (plomb, cadmium, et zinc) sur un poisson pélagique : l'allache *Sardinella aurita* (valencienne, 1847) pêchée dans la baie d'Oran. *Mémoire de Magister*. Université d'Oran, 197p.

**Bendahmane, K., 1995** - Situation de l'environnement dans la wilaya d'Oran. *Journée d'étude sur l'environnement* de la wilaya d'Oran, 4p.

**Bendimerad, M. E. A., 2000** - Effets de la pollution cadmique sur la population de moules *Mytillus galloprovincialis* (Lamarck, 1816). Notion de Bioessai. *Thèse de Magister*. Université d'Oran. 116p + annexes.

**Benghali, S.M.A., 2006** - Biosurveillance de la pollution marine au niveau de la côte occidentale algérienne par la mesure de l'activité de l'acétylcholinésterase chez la moule *Mytilus galloprovincialis*, l'oursin *Paracentrotus lividus* et la patelle *Patella coerulea*. *Thèse. Magister*. Université d'Oran. 89p.

**Benguedda-Rahal, W., 1993** - Contribution à l'étude de quelques polluants métallique chez la moule *Perna-perna* (L) et le rouget *Mullus surmerlutus* (L) dans la partie occidentale du golfe d'Arzew. *Magister en océanographie biologique*. 108p.

**Benguedda-Rahal, W., Chouikhi, A. & Boutiba, Z., 1994a** - La contamination par les métaux lourds de la moule *Perna perna*, L. dans le golfe d'Arzew. *1er Colloque Climat-Environnement de l'ARCE*, Oran : 8p.

**Benguedda-Rahal, W., Chouikhi, A. & Boutiba, Z., 1994b** - Teneurs en métaux lourds du rouget *Mullus surmeletus*, L. dans le golfe d'Arzew. *Colloque International sur les écosystèmes*. 23-24 Nov. 94. Tlemcen, Algerie: 6p.

**Bennett, A. F., 1978** - Activity metabolism of the lower invertebrates. *Annual Review of Physiology* **40**: 447-469.

**Bensahla-Talet, L., 2001** - Contribution à l'étude des caractères biologiques du rouget (*Mullus barbatus*) du golf d'Oran et sa contamination par les métaux lourds. *Thèse de Magister*, Dépt. de Biologie, Faculté des Sciences, Université d'Oran: 156p.

**Ben Souissi, J., Rezig, M. & Mazghouni, M., 2000** - Bioaccumulation de quelques polluants métalliques chez des animaux comestibles du lac sud de Tunis. *Bull. Soc. zoll. Fr.* **125**: 27-35.

**Bentir, M., 1996** - L'épuration des eaux usées urbaines en Algérie : Etat actuel et perspectif. *Edil. Infeau*, trimestre n° 11, juin 1996 : 4-6.

**Benzohra, M., 1993** - Les structures hydrodynamiques le long des côtes Algériennes. Centre d'Océanologie de Marseille, 33p.

**Benzohra, M. & Millot, C., 1995** - Characteristics and circulation of surface and intermediate water masses off Algeria. *Deep-sea recheach I*. Vol. **42**, 10, 1803-1830.

**Bernard, M. & Andea, M. O., 1984** - Transport of trace metals in marine food chains. In: Changing metals cyces and humain health. NRIAGU, *J. O. Ed Life Science Research Report*, **28**: 143-167.

**Bertalanffy, L. Von, 1938** - A quantitative theory of organic growth. *Hum.Biol.* **10**:181-213

**Bertignac, M. & de Pontual, H., 2007** - Consequences of bias in age-estimation on the assessment of the Northern stock of European hake (*Merluccius merluccius*) and on management advice. *ICES Journal of Marine Science*, **64**: 981-988.

**Bertin, L., 1958** - Sexualité et fécondation, in *Traité de zoologie*, P. P. Grassé ed., Masson, Paris, 13, 2: 1584-1652.

- Bertrand, J., 1990** - Typologie des ressources halieutiques du golfe du Lion et application au problème du maillage des chaluts de fond. *FAO Rapports sur les pêches* No. **447**: 151-159.
- Bertrand, J. & Relini, G., 1998** - Demersal Resources in the Mediterranean. *Actes de Colloques IFREMER*, **26**.
- Bertrand, J., Gil de Sola, L., Papaconstantinou, C., Relini, G. & Souplet, A., 1998** - An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. In: Demersal Resources in the Mediterranean. (Coordonné par J. A. Bertrand et G. Relini). *Actes du Colloques IFREMER*, **26**: 76-93.
- Béthoux, J. P., Gentili, B., Morin, P., Nicolas E., Pierre, C. & Ruiz-Pino, D., 1999** - The Mediterranean Sea: a miniature ocean for climatic and environmental studies and a key for the climatic functioning of the North Atlantic, *Prog. Oceanogr.*, **44**: 131-146.
- 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.
- Beverton, R. J. H. & Holt, S. J., 1957** - On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food G.B. (2 Sea Fish)*, **19**: 533p.
- Beverton, R.J.H. & Holt, S.J., 1959** - A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature and the relationship to growth and other physiological characteristics. *Ciba Found. Colloq*; **5**: 142-177.
- Bez, N., Rivoirard, J. & Poulard, J. C., 1995** - Approche transitive et densités de poissons. Compte rendu des journées de géostatistique, 15-16 juin 1995, Fontainebleau, France. *Cah. Géostat.* **5**: 161-177.
- Biagi, F., Cesarini, A., Sbrana M. & Viva, C., 1995** - Reproductive Biology and fecundity of *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the Northern Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* **34** : 237-237
- Billard, R., 1979** - La gamétogenèse, le cycle sexuel et le contrôle de la reproduction chez les poissons téléostéens. *Bull. Fr. Pesci.* N° 273.
- Bird, D.J., Rotchell, J.M., Hesp, S.A., Newton, L.C., Hall, N.G. & Potter, I.C., 2008** - To what extent are hepatic concentrations of heavy metal in *Anguilla anguilla* at a site in a contaminated estuary related to body size and age and reflected in the metallothionein concentrations? *Environmental Pollution* **151**: 641-651.
- Bisson, M., Diderich, R., Hulot, C., Houeix, N., Lacroix, G., Lefevre, J.P., Leveque, S., Magaud, H. & Morin, A., 2005** - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Zinc et ses dérivés, 69p.
- Bjelland, R. M. & Skiftesvik, A. B., 2006** - Larval development in European hake (*Merluccius merluccius* L.) reared in a semi-intensive culture system. *Aquacult. Res.* **37**(11): 1117-1129.
- Bodiguel, X., 2008** - Caractérisation et modélisation des processus de bioaccumulation des PCB chez le merlu (*Merluccius merluccius*) du golfe du Lion. *Thèse Doctorat*. Université Montpellier I. 190p.
- Bodiguel, X., Tronczyński, J., Loizeau, V., Munsch, C., Guiot, N., Le Guellec, A.M., Olivier, 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.
- 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.
- Boening, D.W., 1999** - An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metal pollution in marine

- waters. *Environ. Monitoring and Assessment* **55**: 459-470.
- Boisson, F., Cotret, O. & Fowler, S.W., 1998** - Bioaccumulation and retention of lead in the mussel *Mytilus galloprovincialis* following uptake from seawater. *The Science of the Total Environment* **222**: 55-61
- Boisson, F., Cotret, O., Teyssié, J. L., El-Baradeï, M. & Fowler, S. W., 2003** - Relative importance of dissolved and food pathways for lead contamination in shrimp. *Mar. Pollut. Bull.* **46**(12): 1549-1557.
- Bolger, T. & Connolly, P. L., 1989** - The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *J. Fish Biol.* **34**: 171-182.
- Borchardt, T., 1983** - Influence of food quantity on the kinetics of cadmium uptake and loss via food and seawater in *Mytilus edulis*. *Mar. Bio.* **76**: 67-76.
- Borchardt, T., 1985** - Relation ship between carbon and cadmium uptake in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* **85**: 233-244.
- Borga, K., Fisk, A. T., Hoekstra, P. F. & 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.
- Borgmann, U., Norwood, W. P. & Clarke, B. C., 1993** - Accumulation, regulation and toxicity of copper, zinc, lead and mercury in *Hyalella azteca*. *Hydrobiologia* **259**: 79-89.
- Borsali, S., 2006** - Contamination du Rouget de roche (*Mullus surmuletus*, L., 1758) dans les organes (foie, muscle et gonades) par trois métaux lourds (Cadmium, Plomb et Zinc), pêché dans la baie d'Oran. *Mémoire de Magister* Université d'Oran, 197p.
- Bouaziz, A., 1992** - Le merlu (*Merluccius merluccius mediterraneus*, Cadenat 1950) de la baie de Bou-Ismaïl: biologie et écologie [The hake of the Gulf of Bou-Ismaïl: biology and ecology]. *Thèses Magister Océanogr. Biol.*, ISMAL (Alger): 85 p. + annexes
- Bouaziz, A., Semroud, R., Djabali, F., & Maurin, C., 1998a** - Estimation de la croissance du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) de la région centre de la côte algérienne par analyse des fréquences de tailles. *Cahiers Options Méditerranéennes*, **35** : 35-41.
- Bouaziz, A., Semroud, R., Djabali, F., & Maurin, C., 1998b** - Reproduction du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) dans la région de Bou-Ismaïl. *Cahiers Options Méditerranéennes*, **35**: 109-117.
- Bouaziz, A., Djabali, F., & Maurin, C., 1998c** - Le merlu des côtes algériennes : Identification et répartition. *Cahiers Options Méditerranéennes*, **35** : 139-146.
- Bouaziz, A., Bennoui, A., & Brahmi, B., 2001** - Sur l'estimation de l'état d'exploitation du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) de la région centre de la côte algérienne. Rapport de la Commission Internationale de la Mer Méditerranée, **36** : 243-243.
- Bouaziz, A., 2007** - La sardinelle (*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847) des côtes Algerienne : Distribution, Biologie et estimation des biomasses. *Thèse de Doctorat d'état*; U.S.T.H.B. Alger : 135p.
- Bouchard, P., Chappaz, R., Cavalli, L. & Brun, G., 1998** - Influence of environmental variables on the growth of *Leuciscus cephalus* (Linnaeus 1766), in the River Durance, south-east France. *Annales de Limnologie*, **34**: 193-200.
- Bouchereau, J. L., 1981** - Contribution à l'étude de la biologie et de la dynamique de la population exploitée de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) dans la baie d'Oran (Algérie). *Thèse de Doctorat 3<sup>ème</sup> Cycle*. Université. Aix-Marseille II. Fascicules I et II : 168p.
- Bouderbala, M. & Boutiba, Z., 1997** - Teneurs en cuivre, plomb, zinc et nickel chez le dauphin commun (*Delphinus delphis*) des côtes algériennes. *IIème Journées Maghrébines des Sciences de la Mer, ISTPM, Agadir (Maroc)*, 20 –22 Déc. 11997 : 4p.
- Bouderbala, M., 1997** – Etat actuel de la pollution marine par les métaux lourds et son impact sur les cétacés dans le bassin Algérien. *Thèse de Magister* Université d'Oran. 138p.
- 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.

**Boudou, A., 1982** - Recherches en écotoxicologie expérimentale sur les processus de bioaccumulation et de transfert des dérivés du mercure. *Thèse de doctorat d'Etat*, Université de Bordeaux 1: 297p.

**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., Delnomdedieu, M., Georgescauld, D., Ribeyre, F. & Saouter, E., 1991** - Fundamental roles of biological barriers in mercury accumulation and transfer in freshwater ecosystems (analysis at organism, organ, cell and molecular levels. *Water, Air, and Soil Pollution* **56**: 807-821.

**Bougis, P., 1952** - Recherche biométriques sur les rougets (*M. barbatus L.*, *M. surmuletus L.*). *Archs. Zool. exp. gén.*, **89**: 2, 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

**Bouhlal, M. 1973** - Le merlu des côtes nord de la Tunisie : Etude économique et biologique. *Bull. Inst. Océanogr. Pêche Salambo*, **2**(4): 579-603

**Bouhlal, M. 1975** - Contribution à l'étude biologique et dynamique du merlu *Merluccius merluccius* mediterraneus (L. 1758) du Golfe de Tunis [Contribution to the biology and dynamics of hake in the Gulf of Tunis]. *Thèse 3ème cycle Biol. Mar.*, Univ. Tunis, Fac. Sci., 177p.

**Boudjra, B.A., Halmouti, A., Bensahla-Talet, L. & Boutiba, Z., 2000** - Recherche sur la biométrie de la langouste rose (*Palinurus mauritanicus*) pêchée dans la baie d'Oran et de Béni Saf et sa contamination par les métaux lourds. *Journée Internationale sur la Biodiversité*, Bordj El Kiffane (Alger), 20-21 mai 2000 : 4p.

**Boutiba, Z., 1992** - Les mammifères marins d'Algérie statut, Répartition, Biologie et Ecologie. *Thèse Doctorat d'Etat*. Université d'Oran, 512p.

**Boutiba, Z., Taleb, Z., Bouderbala, M. & Abdelghani, F., 1996** - La pollution menace sur le peuplement marin en Méditerranée. *Actes du 3ème colloque national climat environnement*. Complexe les Andalouses (Oran), 16-17 Décembre 1996, 1-13p.

**Boutiba, Z., Taleb, Z. & Abi-Ayad, S.M.E.A., 2003** - Etat de la pollution marine de la côte oranaise. Edt. Dar El Gharb, 69p.

**Boutiba, Z., 2007**- Place des pays du Maghreb dans la protection de la Méditerranée. *Journal quotidien d'Oran* du 20-21 août 2007, p05-07.

**BOUTIBA, Z., 2012** - Peuplement des Cétacés du Bassin algérien. *CNDB Publication spéciale 2012* : 98-106.

**Boutron, C.F. & Patterson, C.C., 1983** - The occurrence of lead in Antarctic recent snow firns deposited over the last two centuries and prehistoric ice. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **47**: 1355-1368.

**Bowman, R. E. & Bowman, E. W., 1980** - Diurnal variation in the feeding intensity and catchability of the silver hake (*Merluccius bilinearis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37**: 1562-1572.

**Bowman, R. E., 1984** - Food of Silver hake, *Merluccius bilinearis*. *Fishery Bulletin*, **82**(1): 21-35.

**Boyle, E. A., Chapnick, S. D., Bai, X. X. & Spivack, A., 1985** - Trace metal enrichments in the Mediterranean Sea, *Earth Planet. Sci. Letters*, **74**: 405-419.

**Bozzano, A., Recasens, L. & Sartor, P., 1997** - Diet of the European hake (*Merluccius merluccius*)

- in the Western Mediterranean (Gulf of Lion). *Sci. Mar.*, **61**: 1-8.
- Bozzano, A., Sardà, F. & Ríos, J., 2005** - Vertical distribution and feeding patterns of the juvenile European hake, *Merluccius merluccius* in the NW Mediterranean. *Fish. Res.*, **73**: 29-36.
- Bradai, M.N. & Bouain, A., 1994** - La mer ressources et problèmes. *Association Protection de la Nature et de l'Environnement de Sfax* : 291p.
- Brahim Tazi, A. & Boutiba, Z., 1998** - Teneurs en composés organochlorés (PCB, DDT et Lindane) chez la sardine (*Sardina pilchardus*) pêchée dans le golfe d'Oran. *3èmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer*, 20-23 Nov. 1998 (Bizerte, Tunisie): 5p.
- Brand, L. E., Sunda, W. G. & Guillard, R. R. L., 1983** - Limitation of marine phytoplankton reproductive rates by zinc, manganese, and iron. *Limnol Oceanogr* **28**:1182-1198.
- Brand, L. E., Sunda, W. G. & Guillard, R. R. L., 1986** - Reduction of marine phytoplankton reproduction rates by copper and cadmium. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **96**: 225-250.
- Braunbeck, T. & Völkl, A., 1993** - Toxicant-induced cytological alterations in fish liver as biomarkers of environmental pollution? A case study on hepatocellular effects of dinitro-*o*-cresol in golden ide. In: *Fish: ecotoxicology and ecophysiology* (eds. Braunbeck T., Hanke W., Segner H.), Weinheim; New York ; Basel ; Cambridge: VCH.
- Braunbeck, T., 1998** - Cytological alterations in fish hepatocytes following in vivo and in vitro sublethal exposure to xenobiotics - structural biomarkers of environmental contamination. In: *Fish Ecotoxicology* (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.
- Brenko, M., Claus, C. & Bubic, S., 1977** - Synergistic effects of lead, salinity and temperature on embryonic development of the mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Mar. Biol.*, **44**: 109-115.
- Briand, F., 2003** - Mare Incognitum? Exploring Mediterranean deep-sea biology. In: CIESM (ed.), Heraklion, 126p.
- Bricka, R. M., Williford, C. W. & Jones, L. W., 1994** - Heavy metal soil contamination at U.S. army installations: Proposed research and strategy for technology development. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, USA *Technical Report iRRP-94-*, 79p.
- Bruno, I., Preciado, I., Pérez, N. Velasco, F., Olaso, I., Araujo, H. & Gutiérrez- Zabala, J. L. 2006** - Correlations between inter-annual variations in blue whiting, horse mackerel and European hake abundances as estimated from discards surveys and the role of these species in European hake diet in Northern Atlantic Spanish waters (ICES Subareas VIIIc and North-IXa). *ICES CM 2006/K*: 30.
- Bryan, S. E. & Hidalgo, H. A., 1976** - Nuclear 115 cadmium: uptake and disappearance correlated with cadmium-binding protein synthesis. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* **68**: 858-865.
- 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.
- Burreau, S., Zebühr, Y., Broman, D. & Ishaq R., 2004** - Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. *Chemosphere*, **55**: 1043-1052.
- Bus, J. & Gibson, J., 1979** - Lipid peroxydation and its role in toxicology. *Reviews in Biochemistry and toxicology*, **1**: 125-149.
- Butler, P. A. & Lowe, J. I., 1978** - Flowing sea water toxicity tests using oyster (*Crassostrea virginica*) in bioassay Procedures for the ocean Disposal Permit Program, EPA-600/9-78-010 /25-27.
- C -
- 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.
- Caddy, J.F., 1990** - Options for the regulation of Mediterranean demersal fisheries. *Natural Resource Modeling*, **4**: 427-475.
- Caddy, J.F., 1993** - Towards a comparative evaluation of human impacts on fisheries ecosystems of enclosed and semi-enclosed seas. *Rev. Fish. Sci.* **1**: 57-95.
- Cadenat, J., 1950** - Note sur les merlus de la côte occidentale d'Afrique. *Congr. Pêches Pêcher. Un. Franc. d'Outre-Mer, Inst. Col., Marseille*. 128-130.
- Cadenat, J., 1952** - Note au sujet des merlus de la région de Dakar. *J. Cens. int. Explor. Mer*, **18**: 231p.
- Cadima, E.L., 2002** - Manuel d'évaluation des ressources halieutiques. *F.A.O. Doc. Tech. Pêches*. (393): 160p.
- 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.
- Calow, P., 1994** - Handbook of Ecotoxicology. *Blackwell Scientific Publications*, Oxford, Royaume-Uni.
- Campbell, P. G. C., 1995** - Interactions between trace metals and organisms: critique of the free-ion activity model. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. A. Tessier et D. R. Turner, J. Wiley & Sons, Chichester, UK: 45-97.
- Campbell, H. A. & Couillard, Y., 2004** - Prise en charge et détoxification des métaux chez les organismes aquatiques. In: *Écotoxicologie moléculaire : Principes fondamentaux et perspectives de développement*. Eds.: E Pelletier, PGC Campbell and F Denizeau. Presses de l'Université du Québec, Sainte-Foy (Québec), Canada, pp. 9-61.
- Campillo, A., 1992** - Les pêcheries françaises de Méditerranée: synthèse des connaissances. *Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, France*. 206 p.
- 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.
- Cardellicchio, N., Buccolieri, A., Di Leo, A., Giandomenico, S. & Spada, L., 2008** - Levels of metals in reared mussels from Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Food Chemistry*, **107**: 890-896.
- Carpene, E. & George, S. G., 1981** - Absorption of cadmium by gills of *Mytilus edulis*. *Molecular Physiology* **1**: 23-34.
- Carpene, E. & Vasak, M., 1989** - Hepatic Metallothionein from Goldfish (*Carassius auratus*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, **92B**: 463-468.
- Carpentieri, P., Colloca, F., Cardinale, M., Belluscio, A. & Ardizzone, G. D., 2005** - Feeding habits of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Central Mediterranean Sea. *Fishery Bulletin*, **103**(2): 411-416.
- 's, J.E., Maynou, F., Sardà, F., Company, J.B., Lloris, D. & Tudela, S., 2004** - The Mediterranean deep-sea ecosystems: an overview of their diversity, structure, functioning and anthropogenic impacts. In: *The Mediterranean deep-sea ecosystems: an overview of their diversity, structure, functioning and anthropogenic impacts, with a proposal for conservation*. IUCN, Málaga and WWF, Rome.
- Casarino, B. & Motos, L., 1996** - Identification and distribution of hake *Merluccius merluccius* (L.) eggs and larvae in Bay of Biscay waters. Annex to the first SEFOS *Annual Report*.
- Casey, J. & Pereiro, J.A., 1995** - European hake (*M. merluccius*) in the North-east Atlantic. In: Alheit J., Pitcher T. (eds) *Hake : Biology, Fisheries and Markets*. Chapman & Hall, London, p125-147.

- Cassas, S., 2005** - Modélisation de la bioaccumulation des métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. *Thèse de Doctorat Océa. Biologique. Env. Mar.* Université Sud Toulon. 314p.
- Castillo, A. G. F., Martinez, J. L. & Garcia-Vasquez, E., 2004** - Fine spatial structure of Atlantic hake (*Merluccius merluccius*) stocks revealed by variation at microsatellite loci. *Marine Biotechnology*, **6**: 299-306.
- Catsiki, V. A. & Arnoux, A., 1987** - Study of the variations of content of Hg, Cu, Zn and Pb in three species of mollusks from the Berre Lagoon (France). *Mar. Environ. Res.* **21**(3): 175-187.
- Caulet, J., 1972** - Organic sediments of the Algerian precontinent. Memory of the National Museum of Natural History, Paris, *Series C.*, **25**: 1-289.
- CGPM, 1995** - Report of the third technical consultation on stock assessment in the central Mediterranean (Tunis, 8–12 novembre 1994): 19p.
- Chachoua, M., Amar, Y. & Kerfouf, A., 2007** - Cartographie de la distribution des stocks sédimentaires des fonds du golfe d'Arzew. *Bulletin des sciences géographiques*, ISSN : 1112-3745, n° 19, pp : 6-13, Ed. bulletin de l'institut national de cartographie et télédétection, Alger (Algérie),
- Chalabi, A., Semroud, R. & Grimes, S., 2002** - Plan d'action stratégique pour la conservation de la diversité biologique en région méditerranéenne. PAS BIO Algérie. *Contrat PNUE/CAR ASP-MATE*, Janvier 2002: 156 p.
- Chan, H.M., 1988** - Accumulation and tolerance to cadmium, copper, lead and zinc by the green mussel. (*Perna viridis*). *Mar. Ecol. Prog.* **18**: 298: 303.
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., Brewer, E. P., Angle, J. S. & Baker, A.J.M., 1997** - Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology* **8**: 279-284.
- Chen, Y., Hunter, M., Vadas, R. & Beal, B., 2003** - Developing a growth-transition matrix for the stock assessment of the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) off Maine. *Fishery Bulletin*, **101**: 737-744.
- Chiechowski, J. D., 1967** - Caracter del desove y fecundidad de la merluza argentina, *Merluccius Hubbsi*, del sector bonaerense. *Bol. Inst. Biol. Mar.*, **8**: 1-123.
- Ciechowski, J. D De, & Christiansen, H. E., 1968** - Un caso de hermafroditismo en la merluza *Merluccius merluccius hubbsi* (Pisces, Merlucciidae). *Physis*, **27**(75): 423-428.
- Chiffolleau, J. F., Gonzalez, J. L., Miramand, P. & Thouvenin, B., 1999** - Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire. Programme scientifique Seine-Aval 10: 31p.
- Chiffolleau, J. F., 2001** - La contamination métallique, Programme scientifiques Seine-Aval. Editions Ifremer, 39p.
- Chiffolleau, J. F., Auger, D., Chartier, E., Michel, P., Truquet, I., Ficht, A., Gonzalez, J. L. & Romana, L. A., 2001** - Spatiotemporal changes in Cadmium contamination in the Seine estuary (France). *Estuaries* **24**(6B) : 1029-1040.
- Chiffolleau, J. F., Augier, H., Chartier, E. & Grouhel, A., 2002** - Dosage de certains métaux traces (Ag, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, V, Zn) dans les organismes marins par absorption atomique. Méthodes d'analyse en milieu marin. Editions Ifremer, Plouzané, France: 36.
- Chong, K. & Wang, W. X., 2001** - Comparative studies on the biokinetics of Cd, Cr and Zn in the green mussel *Perna viridis* and the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Environ. Pollut.* **115**(1): 107-121.
- Chouikhi, A., 1993** - Pollution marine des algériennes –Moyens de la combattre et la réduire in. Circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays de Maghreb. Ed. INOC, Izmir Turquie. p115 -125.
- Christensen, V., Guenette, S., Heymans, J. J., Walters, C. J., Watson, R., Zeller, D. & Pauly, D., 2003** - Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and fisheries* **4**: 1-24.
- Christiansen, H. E. & Cousseau, M. B., 1971** - Reproduction of the Hake in the Argentine Sea. I I: Hake reproduction and its relationship with others biological aspects of the species. *Bol. Inst. Biol.*

*Mar.*, **20**: 43-75.

**Cimmaruta, R., Bondanelli, P. & Nascetti, G., 2005** - Genetic structure and environmental heterogeneity in the european hake (*Merluccius merluccius*). *Molecular Ecology*, **14**(8), 2577-2591.

**Cinier, C., Petit-Ramel, M., Faure, R., Garin, D. & Bouvet, Y., 1999** - Kinetics of cadmium accumulation and elimination in carp *Cyprinus carpio* tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology C*. **122**, 345-352.

**Clark, R. S., 1920** - The pelagic young and early bottom stages of teleosts. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*. **12**: 152-240.

**Clark, E., 1959**. Functional hermaphroditism and self-fertilization in a Serranid fish. *Science*, **129**: 215-216.

**Clarkson, T. W. 1994** - The toxicology of mercury and its compounds. Mercury Pollution: Integration and Synthesis, 631-641.

**Coimbra, J., Carraca, S. & Ferreira, A., 1991** - Metals in *Mytilus edulis* from the Northern Coast of Portugal. *Mar. Pollut. Bull.*, **22**: 249-253.

**Colloca, F., 1999** - *Merluccius merluccius*. In: Relini, G., Bertrand, J.A., Zamboni, A. (eds.) Synthesis of knowledge on bottom fishery resources in central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biol. Mar. Medit.* **6**(1):259-270.

**Colpaert, J. & Van Assche, J., 1993** - The effects of cadmium on ectomycorrhizal *Pinus sylvestris* L. *New Phytol* **123**: 325-333.

**Conand, C., 1977** - Contribution à l'étude du cycle sexuel et de la fécondité de la sardinelle ronde, *Sardinella aurita*: pêche sardinière dakaraise en 1975 et premier semestre 1976. *Cahier ORSTOM Série Océanographique*, **15**(4): 301-312.

**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.

**Conor, R., 1980** - Metal contamination of food. *Applied science publishers*. London. 290p.

**Conti, M. E. & Cecchetti, G., 2003** - A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research*, **93**: 99-112.

**Coombs, T.L., 1977** - Uptake and storage mechanisms of heavy metals in marine organisms. *Proc. Analyst. Div. Chem. Soc.*: 219-222

**Coombs, T.L. & George, S.G., 1978** - Mechanisms of immobilisation and detoxification of metals in marine organisms. Physiology and behaviour of marine organisms. D. S. McLusky et A. J. Berry. Oxford, Pergamon Press: 179-187.

**Coombs, T.L., 1980** - Heavy Metal Pollutants in the Aquatic Environment Animals and Environmental Fitness Volume I. Edited by R. Gilles: 28-30.

**Coombs S. H., Mitchell C. E., 1982** - The development rate of eggs and larvae of the hake, *Merluccius merluccius* (L.), and their distribution to the west of British Isles. *J. Cons. Int. Expl. Mer*, **40**: 119-126.

**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). *J. Fish Dis.* **12**: 105.

**Cossa, D. & Lassus, P., 1989** - Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et Ecotoxicologie. Rapports Scientifiques et Techniques de l'Ifremer n°16: 111 p.

**Cossa, D., Augier, D., Averty, B., Luçon, M., Masselin, P., Noel, J. & Sanjuans, J., 1990** - Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière Française. IFREMER. Service de la documentation et des publications. Centre de Brest.

**Cossa, D., Elbaz-Poulichet, Gnassia-Barelli, M. & Romeo, M., 1992** - Le plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, : 135 p.

**Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia-Barelli, M. & Romeo, M., 1993** - Le plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, Editions Ifremer, Plouzané, France. **3**: 75.

cours de ses premières années. *ICES CM 1988/G: 53*.

**Couture, P. & Rajotte, J.W., 2003** - Morphometric and metabolic indicators of metal stress in wild yellow perch (*Perca flavescens*) from Sudbury, Ontario: a review. *J. Environ. Monit. vol. 5*: 216-221.

**Crise, A., Allen, J.L., Baretta, J., Crispi, G., Mosetti, R. & Solidoro, C., 1999** - The Mediterranean pelagic ecosystem response to physical forcing. *Progress in Oceanography*, **44**: 219–243.

- D -

**D'Adamo, R., Di Stasio, M. & Fabbrochini, A., 2008** - Migratory crustaceans as biomonitors of metal pollution in their nursery areas. The Lesina lagoon (SE Italy) as a case study. *Environmental monitoring and assessment*. **143**: 15-24.

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

**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.

**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.

**Dallinger, R., Egg, M., Köck, G. & Hofer, R., 1997** - The role of metallothionein in cadmium accumulation of Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from high alpine lakes. *Aquatic Toxicology* **38**(1-3): 47-66.

**Dalouche, F., 1980** - La pêche et ses statistiques dans la région oranaise. Etude de quelques caractères biologiques sur la sardine (*Sardina pilchardus*. WALB, 1792), Poisson téléostéen. *Thèse de Magister*, Université d'Oran: 92p.

**Dambrine, E., Party, J., Pollier, B., Nicolai, M., Probst, A., Rozin, C. & Duc, M., 1998** - Acidification des eaux de source et saturnisme dans le massif vosgien. *Revue Forestière Française*, **2**: 173-183.

**De Boeck, G., Meeus, W., De Coen, W. & Blust, R., 2004** - Tissue-specific Cu bioaccumulation patterns and differences in sensitivity to waterborne Cu in three freshwater fish : rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), common carp (*Cyprinus carpio*), and gibel carp (*Carassius auratus gibelio*). *Aquatic Toxicology*, **70**: 179-188.

**De Pontual, H., Bertignac, M., Battaglia, A., Bavouzet, G., Moguedet, P. & Groison, A., 2003** - A pilot tagging experiment on European hake (*Merluccius merluccius*): methodology and preliminary results. *ICES J. Mar. Sci.*, **60**: 1318-1327.

**De Pontual, H., Groison, A. L., Pineiro, C. & Bertignac, M., 2006** - Evidence of underestimation of European hake growth in the Bay of Biscay, and its relationship with bias in the agreed method of age estimation. *ICES Journal of Marine Science*, **63**:1674-1681.

**De Pontual, H., Jolivet, A., Fablet, R. & Bertignac, M., 2007** - Diel rhythm in diving behavior of European hake and associated thermal changes revealed by archival tagging. *2nd*

**De Vlaming, V., 1983** - Oocyte developmental pattern and hormonal involvements among teleosts. In: Control Processes in Fish Physiology, J. C. Rankin, T. J. Pitcher and R. T. Duggan (eds). Croom Helm, London, p. 176-199.

**Decamps, P. & Labastie, J., 1978** - Note sur la lecture et l'interprétation des otolithes du *démersales – sous groupe Nord. Banjul*, Gambie, 6-14 novembre 2007.

**Dermeche, S., 1998** - Teneurs en métaux lourds (Cd, Pb, Cu, Zn et Ni) chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) pêché dans le golfe d'Arzew. *Thèse de Magister*. Université d'Oran. 125p.

**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. 172p

**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.

**Dixon, M. & Webb, C.E., 1965** - ENZYMES, 3rd Edition. Longman Group Limited, New York.

**Djabali, F., Mouhoub, R. & Hemida, F., 1987** - Résultats des travaux réalisés sur les stocks de Sardines et d'anchois des côtes algériennes. *C.G.P.M. F.A.O., Rapp. Pêche n° 395. FIR L/R 395*, Feengiroala, Espagne, 19-23 octobre 1987: 112-121.

**Djabali, F., Boudraa, S., Bouhdid, A., Bousbia, H., Bouchelaghem, E. H., Brahmi, B., Dob, M., Derdiche, O., Djekrir, F., Kadri, L., Mammasse, M., Stambouli, A., & tehami, B., 1991** - Travaux réalisés sur les stocks pélagiques et démersaux de la région de Béni-saf. *FAO Fisheries Report*, 447, 160-165.

**Djabali, F., Mehailia, A., Koudil M. & Brahmi, B., 1993** - Empirical equations for the estimation of natural mortality in Mediterranean teleosts. *Naga ICLARM Q.* 16(1):35-39

**Do Chi, T., 1977** - Détermination statistique de l'âge : quelques méthodes de décomposition d'un échantillon en composantes gaussiennes, *Océanis*, 3 (10) : 503 - 530.

**Dominguez, P. R., Alonso-Fernandez, A., & Saborido-Rey, F., 2008a** - Reproductive strategy and oocyte recruitment process of European hake (*Merluccius merluccius*) in Galician shelf waters. *Cybio*, **32**(2): 317-318.

**Domínguez, P.R., Korta, M., Saborido-Rey, F., Murua, H., Sainza, M., & Piñeiro, C., 2008b** - Changes in size at maturity of European hake Atlantic populations in relation with stock structure and environmental regimes. *Journal of Marine Systems*, **71**(3- 4): 260-278.

**Domínguez-Petit, R., 2007** - Study of reproductive potential of *Merluccius merluccius* in the Galician Shelf. *Doctoral Thesis*. University of Vigo (Spain).

**Domínguez-Petit, R., Saborido-Rey, F. & Medina, I., 2009** - Changes of proximate composition, energy storage and condition of European hake (*Merluccius merluccius*, L. 1758) through the spawning season, *Fish. Res.* Doi: 10.1016/j.fishres.2009.05.016. IISN. 0165-7836.

**Donat, J. R., & Bruland, K. W., 1995** - Trace Elements in the Oceans. In: Salbu, B., Steinnes, E. Eds. *Trace Elements in Natural Waters*. CRC Press, Boca Raton, pp. 247–292.

**Dremière, P. Y., 1979** - Paramètres biologiques et dynamiques disponibles sur les principaux stocks halieutiques du golfe du Lion: sous-zone 37-2 de la CGPM. *FAO Rapport sur les pêches*, **227**: 115-127.

**Dressing, S. A., Mass, R. P. & Weiss, C. M., 1982** - Effects of chemical speciation on the accumulation of the cadmium by caddisfly, *Hydropsyche* sp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **28**: 172-180.

**Du Buit, M. H., 1996** - Diet of hake (*Merluccius merluccius*) in the Celtic Sea. *Fish. Res.*, **28**: 381-39

**Dupont, E., 1972** - La valeur de la méthode otolithométrique pour la détermination de l'âge du merlu méditerranéen. *Bull. Inst. R. Sci.Nat Belg.*, **48**(1): 1-15.

**Durrieu, G., Maury-Brachet, R., Girardin, M., Rochard, E. & Boudou, A., 2005** - Contamination by heavy metals (Cd, Zn, Cu, and Hg) of eight fish species in the Gironde estuary (France). *Estuaries* **28**(4): 581-591.

**Dyrssen, D. & Wedborg, 1973** - Equilibrium calculations of the speciation of elements in sea water. P 181-195. In *The sea* Goldberg e. D. Ed. Vol. 5 Wiley Inter-Science, N. Y.: 273p.

- E -

**EEA/UNEP, 1999** - State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment. *EEA Environmental assessment series* N°5 Environmental indicators: Typology and overview. London: 478p.

- Eason, C. & O'Halloran, K., 2002** - Biomarkers in toxicology versus ecological risk assessment. *Toxicology* **181-182**, 517-521
- Eastwood, S. & Couture, P., 2002** - Seasonal variations in condition and liver metal concentrations of yellow perch (*Perca flavescens*) from a metal-contaminated environment. *Aquatic toxicology*, **58**: 43-56.
- Edelmann, E., 2002** - Function-morphological investigations of fish inner ear otoliths as basis for interpretation of human space sickness. *Acta Astronaut.* **50(4)**: 261-6.
- EFSA 2008** - Scientific Opinion of the Panel on Additives and Products or Substances used in Animal Feed (Question No EFSA-Q-2006-121). Parma, Italy: EFSA.
- EFSA, 2009** - Scientific Opinion. Cadmium in food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain (Question No EFSA-Q-2007-138). Parma, Italy: EFSA.
- 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 Habouz, H., Recasens, L., Kifani, S., Moukrim, A., Bouhaimi, A. & El Ayoubi, S., 2011** - Maturity and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) in the eastern central Atlantic. *Scientia Marina* **75(3)**, 447-454,
- 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.
- El-Hadj, Z., 2006** - Recherche des Traces de Composés Organostanniques dans les Eaux de Mer et les Tissus de la Moule *Mytilus galloprovincialis* ; L, 1819 des Zones Portuaires de l'Ouest Algérien. *Thèse de Magister*. Université d'Oran. 135p
- Ellwood, M.J. & Van den Berg, C.M.G., 2000** - Zinc speciation in the Northeastern Atlantic Ocean. *Mar. Chem.* **68**: 295-306.
- Encina, L. & Granado-Lorencio, C., 1997**. Seasonal changes in condition, nutrition, gonad maturation and energy content in barbel, *Barbus sclateri*, inhabiting a fluctuating river. *Environmental Biology of Fish.* **50(1)**: 75-84.
- Engel, D.W., 1999** - Accumulation and cytosolic partitioning of metals in the American oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Environ. Res.* **47**: 89-102.
- EPA., 2006** - Chemicals in the environment: OPPT Chemical Fact Sheets. Washington DC: U.S. Environment Protection Agency, office of Pollution Prevention and Toxics.
- Erkamov, Y.K., 1974** - The biology and fishery of Pacific hake, *merluccius productus*. Ph. D. dissertation. *Pac. Sci. Inst. Mar. Fish. Oceanogr.* (TINRO), Vladivostok.
- Ersoy, B., Celik, M., 2010** - The essential and toxic elements in tissues of six commercial demersal fish from Eastern Mediterranean Sea. *Food and Chemical Toxicology* **48(2010)** 1377-1382.
- Escot, C. & Granado-Lorencio, C., 1997** - Allocation of resources in an European cyprinid during maturation period as measured by nucleic acids. *Environ. Biol. Fish.* **49(3)** : 351-359.
- 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 -

- FAO., 1977** - Manuel des méthodes de recherches sur l'environnement aquatique. 3<sup>ème</sup> partie : Echantillonnage et analyse du matériel biologique. *Doc. Tech. Pêches FIRI/T* 158; 113p.
- FAO, 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.
- FAO, 2005** - Review of the state of world marine fishery resources. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **457**: 235

- pp.
- FAO. 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.
- FAO, 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.
- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. & Wood, W., 2007** - Framework for Metals Risk Assessment, *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **68**: 145–227
- Fariña, A. C. & Fernández, A., 1986** - Datos biológicos de la merluza del oeste de Irlanda", *Ciencia y Tecnología*. **47** :1-13
- Farkas, A., Salánki, J. & Varanka, I., 2008** - Heavy metal concentrations in fish of Lake Balaton. Lakes & Reservoirs: *Research & Management* **5**(4): 271-279.
- Farrugio, H., 1975** - Les muges (Poissons téléostéens) de Tunisie. Répartition et pêche. Contribution à leur étude systématique et biologique. *Thèse 3e cycle*, 201p. Université. Montpellier II
- Farrugio, H., 1994** - FARWEST: An international research programme (1990–93) for the northwestern Mediterranean demersal fisheries. 8<sup>th</sup> technical consultation of GFCM for the Balearic and Gulf of Lions Division. 15p. Mimeo.
- Fassett, D. W., 1975** - Cadmium: Biological effects and occurrence in the environment. *Annual Review of Pharmacology*. 425-435.
- Ferraton, F., Harmelin-Vivien, M., Mellon-Duval, C. & Souplet A., 2007** - Spatio-temporal variation in diet may affect condition and abundance of juvenile European hake (*Merluccius merluccius*) in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *MEPS*, **337**: 197-208.
- Fiorentini, L., Caddy, J.F. & De Leiva, J.I., 1997** - Long and short term trends of Mediterranean fishery resources. *FAO GFCM Studies and Reviews*, No. 69, 72p.
- Fiorentino, F., Garofalo, G., De Santi, A., Bono, G., Giusto, G.B. & Norrito G., 2003** - Spatio-temporal distribution of recruits (0 group) of *Merluccius merluccius* and *Phycis blennoides* (Pisces, Gadiformes) in the Strait of Sicily (Central Mediterranean). *Hydrobiologia*, **503**: 223-236
- Fischer, N. S. & Reinfelder, J. R. 1995** - The trophic transfer of metals in marine systems. In Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. A. Tessier et D. R. Turner. Wiley: 363-396.
- FishStat Plus (Version 2.3), 1998** - FAO, Logiciel universel pour les séries chronologiques de données statistiques sur les pêches.
- Fives, J.M., Acevedo, S., Lloves, M., Whitaker, A., Robinson, M. & King, P.A., 2001** - The distribution and abundance of larval mackerel, *Scomber scombrus* L., horse mackerel, *Trachurus trachurus* (L.), hake, *Merluccius merluccius* (L.), and blue whiting, *Micromesistius poutassou* (Risso, 1826) in the Celtic Sea and west of Ireland during the years 1986, 1989 and 1992. *Fisheries Research*, **50**: 17-26.
- Flamigni, C., 1982** – Preliminary utilization of trawl survey data for hake (*Merluccius merluccius* L.) population dynamics in the Adriatic Sea. *FAO CGPM*, **290**: 109-115
- Flamigni, C., 1984** – Preliminary utilization of trawl survey data for hake (*Merluccius merluccius* L.) population dynamics in the Adriatic sea. *FAO Fish. Rep.*, **290**: 109-115.
- 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.
- Florea, A., M. & Busselberg, D., 2006** - Occurrence use and potential toxic effects of metals and metal compounds. *Biometals*. Vol. **19**. No. 4. 419-427
- Florence, T. M., 1986** - Electrochemical approach to trace element speciation in Waters: a review *Analyst*. **111**: 489-505.

- Forstner, V. & Wittman, G.T.W., 1979** - Metal pollution in the aquatic environment, *Springer Verlag*, 486 p.
- Fontana, A. & Pianet, R., 1973** - Biologie des sardinella eba (Val.) et de *Sardinella aurita* (Val.), du Congo et du Gabon. *Doc. Scient. Centre Pointe Noire (ORSTOM)*. N. S., 31,39p.
- Foucher, R. P. & Beamish, R. J., 1977** - A review of oocyte development in fishes with special reference to Pacific hake (*Merluccius productus*). *Fish. Mar. Ser. Tech. Rep.* **755**, 16.
- Foutlane, A., 1983** - Spéciation des métaux lourds dans l'oued Moulouya au Maroc. *Thèse de 3ème cycle*. Université Paris XII.
- Fowler, S. W., 1982** - Biological transfer and transport processes. Pollutant transfer and transport in the sea. G. Kullenberg, CRC press. Boca Raton : 2-65.
- Frignani, M., Salamanca, M., Bellucci, L.G. & Guerzoni, S., 1998** - Atmospheric inputs of heavy metals to the Venice Lagoon. *Marine Chemistry* **62**, 15-29.
- Furness, R. W., Thompson, D. R. & Walsh, P. M., 1990** - Evidence from biological sample for Historical Changes in Global Metal Pollution In: Heavy Metals in the Marine Environment. Furness, R. W. et Rainbow, PS (eds) Press, Boca-Raton : 219-226.
- Galician Shelf. *PhD thesis*, University of Vigo. 253 pp. Eltink, A. T. G. W. 1997. Horse mackerel otolith exchange in 1996. ICES Document CM

- 9 -

- Gallagher, C. M., Kovach, J. S. & Meliker, J. R. 2008** - Urinary cadmium and osteoporosis in U.S. Women > or= 50 years of age: NHANES 1988-1994 and 1999-2004. *Environ Health Perspect*, **116**: 1338-43.
- Galli, O. M., 2002** - Estudio de la dieta, preferencia e incidencia del canibalismo en la población de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el frente oceánico del Río de la Plata. *Doctoral Thesis*. University of Vigo. 282p.
- Gallien, L., 1973** - Différenciation et organogénèse sexuelle des métazoaires. Masson et Cie Éditeurs, Paris, 250p.
- García-Rodríguez, M., & Esteban, A., 2002** - How fast does hake grow? A study on the Mediterranean hake (*Merluccius merluccius L.*) comparing whole otoliths readings and length frequency distributions data. *Scientia Marina*, **66**: 145-156.
- Gascuel, D., Fonteneau, A., Capisano, C., 1992** - Modélisation d'une croissance en deux stances chez l'albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique est. *Aquatic Living Resources* **5**: 155-172.
- 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.
- George, S. G., Carpene, E. & Coombs, T. L. 1978** - The effect of salinity on the uptake of cadmium by the common mussel, *Mytilus edulis* (L.). Physiology and behaviour of marine organisms. D. S. McLusky et A. J. Bary. Oxford, Pergamon Press : 189-193.
- GESAMP, 1997** - IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/Unep. Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution. Report of the Thirty-third session, Working group on the evaluation of the hazards of harmful substances carried by ships, EHS/Feb 97, International Maritime Organization, London.
- Ghirardelli, E., 1959** - Contribution to the knowledge of the biology of the hake (*Merluccius merluccius L.*) in the Middle Adriatic. *Proc. Gen. Fish. Coun. Medit.*, **5**: 489-494.
- 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.
- Gilbin, R., 2002** - Caractérisation de l'exposition des écosystèmes aquatiques à des produits phytosanitaires: spéciation, biodisponibilité et toxicité. *Thèse de Doctorat*. Faculté des Sciences. Université de Genève. thèse N°3315. 195p.

- GIPPM, 1973** - Rapport du Groupe d'Etudes des Problèmes de Pollution des Mers (Interministériel), pour « une politique de lutte contre la pollution des mers 1973. *Cahier Option Medit.*
- Glasby, G.P., Szefer, P., Geldon, J. & Warzocha, J. 2004** - Heavy-metal pollution of sediments from Szczecin Lagoon and the Gdansk Basin, Poland. *Science total Environment*, **330**(1-3), 249-269.
- 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.
- Godinho, M. L., Afonso, M. H. & Morgado, C., 2001** - Age and growth of hake *Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758 from the Northeast Atlantic (ICES Division IXa). *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, **17**: 255 – 262.
- Golani, D. & Appelbaum-Golani, B., 2010** - Fish Invasions of the Mediterranean Sea. Change and Renewal. Ed. Pensoft Publishers, 332 pp
- Goldberg, E.D., 1975** - The mussel watch – a first step in global marine monitoring. – *Mar. Pollut. Bull.* **6** :111.
- Gombert, S., Galsomiès, L., Rausch de Traubenberg, C., Leblond, S., Losno, R., Colin, J. & Charré, B. 2005** - Pollution atmosphérique par les métaux, Biosurveillance des retombées. EDP Sciences / ADEME. 53p.
- Gomez-Ariza, J.L., Morales, E., Giraldez, I. & Sanchez-Rodas, D., 2001** - Sample treatment and Storage in Speciation Analysis. In Trace Element Speciation for Environment, Food and Health. Ebdon L., Pitts L., Cornelis R., Crews H., Donard O.F.X. and Quevauviller, Ph. (eds). Royal Society of chemistry, Cambridge, 51-80.
- Gompertz, B. 1825** - On the nature of the function expressive of the law of human mortality, and on a new mode of determining the value of Life Contingencies. *Trans. R. Philos. Soc.* **115**:513 –585.
- Goñi, R., 1983** - Growth studies of European hake (*Merluccius merluccius* L.) from the northwest African shelf. *ICES CM 1983/G* : 10 : p.16 (mimeo)
- Goñi, R. & Cervantes, A. 1986** - Contribución al conocimiento de la maduración sexual, época de puesta y sex ratio de la merluza europea (*Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758) de Africa occidental. *FAO, COPACE/PACE Series 86/33*: 266–76.
- Goñi, R. & Pineiro, C., 1988** - Study of the growth pattern of European hake (*Merluccius merluccius* L.) from the southern stock: *ICES Divisions VIIIc and IXa*.
- Goñi, R., Adlerstein, S., Alvarez, F., Garcia, M., Sánchez, P., Sbrana, M., Maynou F. & Viva, C., 2004** - Recruitment indices of European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus 1758), in the Northwest Mediterranean based on landings from bottom-trawl multispecies fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, **61**: 760-773.
- Gonzalez, J. L., Chiffolleau, J. F., Miramand, P. & Thouvenin, B., 1999** - Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire, Programme scientifique Seine Aval, Editions Ifremer, Plouzané, France: 31.
- Goubier J., 1977** - Maturité sexuelle du sandre *Lucioperca lucioperca* (L). *Bull. fr. Pesci.*, **264**: 113-120
- Greig, R. A., Nelson, B. A. & Nelson, D. A., 1975** - Trace metal content in the American oyster. *Mar.Pollut. Bull.* **6**:72-73.
- Grimes, S. & Boudjakdji, M., 1996** - La pollution en milieu portuaire ; notes préliminaires sur l'impacte de la pollution industrielle et domestique sur le macrozoobenthos du port d'Oran. *3ème colloque national, climat et environnement*, 5p.
- Grimes S., 2003** - Bilan et diagnostic national (des 14 wilayas littorales). PAM/PAS MED/MEDPOL.
- Grimes, S., Boutiba, Z., Bakalem, A., Bouderbala, M., Boudjllal, B., Boumaza, S., Boutiba, M., Guedi Oura, A., Hafferssas, A., Hemida, f., Kaidi, N., Khelifi, H., Kerzabi, F., Merzoug, A.,**

- Nouara, A., Sellali, B., Sellali Merabtine, H., Samroud, R., Seridi, H., Taleb, M.Z., Touahria, T., 2004** - Biodiversité Marine et littorale Algérienne. Edt. SONATRACH-Ed. DIWAN, Alger - 362p.
- Grimes S., 2010** - Peuplements benthiques des substrats meubles de la côte algérienne: Taxonomie, structure et statut écologique. *Thèse Doctorat*. Université d'Oran. 260p.
- Guichet, R. & Labastie, J., 1991** - Détermination de l'âge du merlu (*Merluccius merluccius L*) – Problèmes d'interprétation des otolithes. Tissus durs et âge individuel des vertébrés. *Colloque national Bondy*, 4-6 mars 1991: 71-78
- Guichet, R., Quero, J. C. & Labastie, J., 1973** - Estimation de la composition du stock du merlu au nord et à l'ouest de l'Irlande. *ICES Document*, CM 1973/G: 5
- Guichet, R., 1988** - Etude de la croissance du merlu européen (*Merluccius merluccius L.*) au cours de ses premières années. *ICES CM 1988/G: 53*.
- Guichet, R., 1995** - The diet of European hake (*Merluccius merluccius*) in the northern part of the Bay of Biscay. *ICES J. Mar. Sci.*, **52**: 21-31.
- Guichet, R., 1996** - Le merlu européen (*Merluccius merluccius L.*). *RIDRV*. 96 - 04: 55p
- 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.
- 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
- Guthrie, F. E. & Perry. J. J., 1980** - Introduction to Environmental Toxicology. New York, NY, USA: Elsevier North Holland, Inc.

- *H* -

- Haddou, A., 2003** - Impact de la pollution marine par trois métaux lourds (Cd, Pb et Zn) sur un mollusque la seiche *Sepia officinalis* (L, 1758) pêchée dans la baie d'Oran. *Mémoire de Magister*. Université d'Oran. 109p.
- Hadjistephanou, N.A., 1992** - Assessment of five demersal marine fish stocks of Cyprus for the year 1989. *FAO Fisheries Report*, No. **477**: 23-34
- Hagopian-Schlekat, T., Chandler, G.T. & Shaw, T.J., 2001** - Acute toxicity of five sediment associated metals, individually and in a mixture, to the estuarine meiobenthic harpacticoid copepod *Amphiascus tenuiremis*. *Mar. Environ. Res.* **51**, 247-264.
- 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.
- Hamza-Chaffai, A., Romeo, M. & El Abed, A., 1996** - Heavy metals in different fishes from the Middle Eastern coast of Tunisia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **56**: 766-73.
- Harrington, R.W., 1975** - Sex determination and differentiation among the uniparental homozygotes of the hermaphroditic fish *Rivulus marmoratus* (Cyprinodontidae). *Springer Verlag*; Berlin, pp. 249-262.
- Hastings, P. A., & Petersen, C. W., 1986** - A novel sexual pattern in serranid fishes: simultaneous hermaphrodites and secondary males in *Serranus fasciatus*. *Environmental Biology of Fishes*, **15**: 59-68.
- Haynes, D. & Johnson, J. E., 2000** - Organochlorine, heavy metal and polyaromatic hydrocarbon pollutant concentrations in the Great Barrier Reef (Australia): a review. *Mar. Pollut. Bull.* **41**: 267-278
- Hebbar, C., 2005** - Surveillance de la qualité bactériologique des eaux de baignades cas des plages d'Ain-Franin et de Kristel. *Thèse de Magister*. Université d'Oran. 228p.
- Heijerick, D. G., De Schampelaere, K. A. C. & Janssen, C. R., 2002** - Biotic ligand model development predicting Zn toxicity to the alga *Pseudokirchneriella subcapitata*: possibilities and

- limitations. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: *Toxicology and Pharmacology* - **133**(1-2): 207-218.
- Heldt, H., 1952** - Note préliminaire sur le merlu des mers tunisiennes. *Cons, int, Explor. Mer, J. Cons.*, **18**(2): 234-235.
- Hemida, F., 1987** - Contribution à l'étude de l'anchois *Engraulis encrasicolus* (Linné, 1758) dans la région d'Alger : Biologie et exploitation. *Thèse de Magister. U.S.T.H.B. Alger*: 138p.
- Henry, F., Amara, R., Courcot, L., Lacouture, D. & Bertho, M. L., 2004** - Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea. *Environment International*, **30**: 675-683.
- Hesse, R., 1937** - Ecological ntal. *FAO, COPACE/PACE Series* 86/33: 266-76.
- Hickling, C.F., 1927** - The natural history of the hake. Part I and II. *Fish. Invest. Ser. II*, 10: 112 pp.
- Hickling, C. F., 1930** - The natural history of the hake. Part III. Seasonal changes in the condition of the hake. *Fishery Investigations of Ministry of Agriculture and Fisheries. Series II*, XII (1).
- Hickling, C.F., 1933** - The natural history of hake. 4. Age determination and growth rate. U.K. Ministre of Agriculture, Fisheries and Food. *Fisheries Investigations Series* 2. **13**(2): 120 p.
- Hickling, C. F., 1935** - The hake and the Hake Fishery. Edward Arnold & Co., London. 142pp.
- Hickling, C. F. & Rutenberg, K. M., 1936** - The ovary as an indicator of spawning period in fishes. *J. Mar. Biol.*, **2**: 197-532.
- Hidalgo, M., 2007** - Recrutement process and population dynamics of the European hake (*Merluccius merluccius* L.) off the Balearic Islands: Seasonal and inter-annual approach. *Doctoral Thesis*. University of Vigo (Spain).
- Holden, M. J. & Raitt, D. F. S., 1974** - Manuel des sciences halieutiques. Deuxième partie. Méthodes et recherches sur les ressources et leur application. *Doc. Tech. FAO. Pêches Rev.*, **115**(1): 223p
- Hollis, L., Burnison, K. & Playle, R. C., 1996** - Does the age of metal-dissolved organic carbon complexes influence binding of metals to fish gills? *Aquatic Toxicology*, **35**: 253-264.
- Hollis, L., Murnch, L. & Playle, R. C., 1997** - Influence of dissolved organic matter on copper binding, and calcium on cadmium binding, by gills of Rainbow Trout. *J. Fish Biol.* **50**: 703-720.
- Holt, S. J., 1965** - A note on the relationship between mortality rate and the duration of life in an exploited fish population. *ICNAF Res.Bull.*, (2):73-75
- Hornung, H. & Ramelov, G. J., 1987** - Distribution of Cd, Cr, Cu and Zn in Eastern Mediterranean fishes. *Mar. Pollut. Bull.*, **18**: 45-49.
- Horstman, R. K., 1988** - An investigation of the larval and postlarval fish community of the Celtic Sea, with special emphasis on the demographics of Larval Mackerel (*Scomber scombrus*). *Thesis Doctoral*. Department of Zoology, University College Galway, Galway.
- Horwood, J. W., 1990** - Fecundity and maturity of plaice (*Pleuronectes platessa*) From Cardigan Bay. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, **70**: 515 - 529.
- Htun-Han, M., 1978** - The reproductive biology of the dab *Limanda limanda* (L.) in the North Sea: Seasonal changes in the ovary. *Journal of Fish Biology*, **13**: 351-359.
- Huang, H., Wu, J. Y. & Wu, J. H., 2007** - Heavy metal monitoring using bivalved shellfish from Zhejiang coastal waters, East China Sea. *Environmental monitoring and assessment* **129**: 315-320.
- Hunt, P. C., Jones, J. W., 1975** - Growth. A population study of *Barbus barbus* L. in the river Severn, England. *J. Fish Biol.* **7**: 361-376.
- Hunter, J. R. & Goldberg, S. R., 1980** - Spawning incidence and batch fecundity in northern anchovy *Engraulis mordax*. *Fish Bull.*, **77**(3): 641-652.
- Hunter, J. R., Lo, N. C. H., Leong, R. J. & Macewicz, B. J., 1985** - Batch fecundity in multiple spawning fishes. In: R. Lasker (ed.), *An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: Application to the northern anchovy, Engraulis mordax*, pp. 67-78. Washington, D.C.: U.S. Department of Commerce.

- Hunter, J. R., Macewicz, B. J., Lo, N. C. H. & Kimbrell, C. A., 1992** - Fecundity, spawning and maturity of female Dover sole, *Microstomus pacificus*, with an evaluation of assumptions and precision. *Fishery Bulletin*, U.S. **90**: 101–128.
- Hureau, J., 1970** - Biologie comparée de quelques poissons antarctiques (Nototheniidae). *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, **68**: 1391, 244 p
- Hutchings, J., 2000** - Collapse and recovery of marine fishes. *Nature*, **406**: 882-885.
- Huuskonen, S. & 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 -
- IARC, 1994** - IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 58. Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Manufacturing Industry. In: WHO (ed.). Lyon, France: WHO.
- ICES, 1991**. Report of the Working Group on the Assessment of the Stocks of Hake. *ICES CM 1991/Assess*: 20. 181p.
- ICES, 1993** - Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of Hake, Monk and Megrin. *CM 2005/ACFM*: **02**: 92pp.
- ICES, 2006** - Report of the Working Group on the Assessment of Hake; Monk and Megrin (WGHMM).
- ICES, 2007** - Report of the Working Group on the Assessment of Hake, Monk and Megrin
- ICSEAF, 1983** - Otolith interpretation guide .n°1 hake. Madied: 18 p.
- Ida de Gregori, H., 1988** - A voltametric study on toxic metals, their speciation and interaction with nutrients and organicligands in a South Pacific Ocean region. *Inc J Environ Anal chem.* **34**: 315-333.
- Ifremer, 2006** - Résultats de la surveillance de la qualité du milieu marin littoral - Bulletins régionaux de la surveillance, site Ifremer, accessible sur <http://www.ifremer.fr/envlit>, dernière mise à jour le 28/04/2006, accédé le 10/08/2006.
- Iglesias, S. & Dery, L., 1981** - Age and growth of hake (*Merluccius merluccius* L.) from ICES Divisions VIIIc and IXa. *ICES Document*, CM 1981/G: 38.
- Illou, S., 1999** - Impact des rejets telluriques d'origines domestiques et industrielles sur les environnements côtiers: cas du littoral nord de la ville de Sfax (Tunisie). Thèse de Doctorat, Université Tunis II., 220p.
- Imisiridou, A. & Triantaphyllidis, C., 1999** - Developing and Applying Molecular Techniques to Differentiate Between the Atlantic and Mediterranean Hake (*Merluccius merluccius*) As a Case of Study. European Commission. *Technical Note* N° 1: 99.102.
- Inaba, T., Kobayashi, E., Suwazono, Y., Uetani, M., Oishi, M., Nakagawa, H. & Nogawa, K. 2005** - Estimation of cumulative cadmium intake causing Itai-itai disease. *Toxicol Lett*, **159**: 192-201.
- Inada, T., 1981** - Studies on the Merlucciid fish. *Bull Far Seas Fish Res. Laboratory, Shimizu, Japon.* **18**: 1-172.
- INRS, 2002** - Zinc et composés minéraux - Fiche toxicologique n°75, site INRS, accessible sur <http://www.inrs.fr/>, accédé le 01/08/2006
- International Symposium on tagging and tracking marine fish with electronic devices*, Donastia-San Sebastian, Spain, October 8-11.
- IOPR, 1996** - [Institut Océanographique Paul Ricard] Fragile Méditerranée. Reconquête d'un équilibre écologique. Doc. Institut Océanographique Paul Ricard. Ed : Edisud, Aix-en-provence. 252p
- I.R.P.T.C., 1978** – Data profile series n°1: Zinc. PNUE: 426-434
- Islam, M. S. & Tanaka, M., 2004** - Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems

including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, **48**: 624-649.

**ISTPM, 1982** - Evaluation des ressources halieutiques de la marge continentale algérienne. Stocks pélagiques, stocks démersaux, exploitation au chalut. Campagne Thalassa, *Ichthys* - Joamy, Nantes : 101 p. + annexes.

- J -

**Jacques, G., & Treguer, P., 1986** - Ecosystème pélagique marin. Collection d'écologie, Edition : Masson, Paris, France, 243p.

**Jarup, L., Hellstrom, L., Alfvén, T., Carlsson, M. D., Grubb, A., Persson, B., Pettersson, C., Spang, G., Schutz, A. & Elinder, C. G. 2000** - Low level exposure to cadmium and early kidney damage: the OSCAR study. *Occup Environ Med*, **57**: 668-72.

**JECFA, 2010b** - Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Summary and Conclusions. Seventythirdmeeting. Geneva, 8-17 June 2010. Issued 24th June 2010. Geneva, Switzerland: OMS.

**Jeffrey, J.A. & Taggart, C.T., 2000** - Growth variation and water mass associations of larval silver hake (*Merluccius bilinearis*) on the Scotian Shelf. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 1728-1738.

**Joanny, M., 1990** - Monitoring strategies of marine pollution. *Xth Workshop on marine Pollution in the Mediterranean*, Perpignan : 23p

**Johnson, M.S., Cooke, J.A. & Stevenson, J.K., 1994** - Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining. In *Mining and its Environmental Impact*. Edited by R.E. Hester and R.M. Harrison. Issues Environmental Science and Technology, Royal Society of Chemistry, Letchworth, England, pp. 31-48.

**Johnstone, J., 1907** - Ichthyological notes. (1) An hermaphrodite hake. (2) Gurnard with malformed lower jaw. *Ibid. Lancashire sea-fisheries laboratory XVI*, **21**: 309-315.

**Juste, C., 1994** - Matières organiques et comportement des éléments traces dans le sol. Actes 4è journées de l'analyse de la terre (GEMAS) : matières organiques et agricultures. 115-123.

- K -

**Kabatab, Z. & Ho. J.S., 1981** - The origin and dispersal of hake (genus *Meluccius*: Pisces: Teleostei) as indicated by its copepod parasites. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **19**: 381-404.

**Kacher, M. & Amara, R., 2005** - Distribution and growth of 0-group European hake in the Bay of Biscay and Celtic Sea: a spatial and inter-annual analysis. *Fisheries Research*, **71**: 373-378.

**Kacher, M., 2004** - Le merlu du golfe de Gascogne et de la mer celtique: croissance, répartition, écologie alimentaire et assemblages. *Thèse de Doctorat*. Université du Littoral Côte d'Opale 62930 Wimereux, 192p.

**Kadari, G., 1984** - Les techniques des pêches utilisées en Algérie. E.N.A.P Ed. 135p.

**Kaimoussi, A., Chafik, A., Cheggour, M., Mouzdahir, A. & Bakkas, S., 2000** - Seasonal variations of metal concentrations (Cd, Cu, Zn, Fe and Mn) in mussel *Mytilus galloprovincialis* from El jadida coastline (Morocco). *Mar. Life*, **10**(1-2): 77-85.

**Kainge, P., O.S. Kjesbu, A. Thorsen and A.G. Salvanes. - 2007** - *Merluccius capensis* spawn in Namibian waters, but do *M. paradoxus*? *Afr. J. Mar. Sci.*, **29**(3): 379-392.

**Kaiser, J., 2001** - Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment (Enfield: Sciences publishers inc.).

**Kakkar P., Jaffery F. N. (2005)**: Biological markers for metal toxicity. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **19**: 335-349.

**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.

**Kartas, F. & Quignard, J.P., 1984** - La fécondité des poissons téléostéens. Ed. Masson. Paris.

**Kherraz, D.J., 2003** - Etat de la pollution bacteriologique de la Corniche oranaise ; cas des plages

- d'Aïn El Turck, de Coralés et de Maddagh. *Mémoire de Magister*. Université d'Oran : 69p.
- Khoufi, W., Jaziri, H., Elfehri, S., Ben Meriem, S. & Salah Romdhane, M. 2012** - Apport de données *in situ* pour la mise place d'indicateurs biologiques dans le cadre de la gestion du stock Tunisien de *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758). *Journal des Sciences Halieutique et Aquatique*, **5**: 161-170.
- Kirkwood, G. P., Aukland, R., Zara, S. J., 2001** - Length Frequency Distribution Analysis (LFDA), Version 5.0. MRAG Ltd., London, UK.
- Kljakovic Gaspic, Z., Ujevic, I. & Baric, A., 2002** - The mediterranean blue mussel as an environmental indicator of metal pollution in the coastal area of eastern adriatic. *Fresenius Environmental Bulletin*, **11**(9b): 620-625
- Kljakovic-Gaspic, Z., Ulevic, I., Zvonaric, T. & Baric, A. 2007** - Biomonitoring of trace metals (Cu, Cd, Cr, Hg, Pb, Zn) in Mali Ston Bay (Eastern Adriatic) using the Mediterranean Blue mussel (1998-2005). *Acta Adriatica*, **48**, 73-88
- Kloepper-Sams, P.J., Swanson, S.M., Marchant, T., Schryer, R. & Owens, J.W., 1994** - Exposure of fish to biologically treated bleached-kraft effluent. I. Biochemical, physiological and pathological assessment of rocky mountain whitefish (*Prosopium williamsoni*) and longnose sucker (*Catostomus catostomus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, **13**: 1469-1482.
- Knaepkens, G., Knapen, D., Bervoets, L., Hanfling, B., Verheyen, E. & Eens M. 2002** - Genetic diversity and condition factor: a significant relationship in Flemish but not in German populations of the European bullhead (*Cottus gobio* L.). *Heredity*, **89**, 280-7.
- Knauer, K., Behra, R. & Sigg, L., 1997** - Effects of free Cu<sup>+2</sup> and Zn<sup>+2</sup> ions on growth and metal accumulation in fresh-water algae. *Environ. Toxicol. Chem.*, **16**(2), 220-229.
- Kock, G., Triendl, M. & Hofer, R., 1996** - 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.
- Kohler, K. & Riisgard, H. U., 1982** - Formation of metallothioneins in relation to accumulation of cadmium in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol*, **66**: 53-58.
- Kosmala, A., Migeon, B., Flammarion, P. & Garric, J., 1998** - Impact assessment of a wastewater treatment plant effluent using the fish biomarker ethoxyresorufin-*O*-deethylase: field and onsite experiments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **41**, 19-28.
- Koutrakis, E. T. & Sinis, A. I., 1994** - Growth analysis of grey mullets (Pisces, Mugilidae) as related to age site. *Isr. J. Zool.*, **40**: 35-53.
- Kozelka, P. B. & Bruland, K. W., 1998** - Chemical speciation of dissolved Cu, Zn, Cd, and Pb in Narragansett Bay, Rhode Island. *Mar. Chem.*, **60**, 267-282.
- Kraal, M. H., Kraak, M.H., de Groot, C. & Davids, C. 1995** - Uptake and Tissue Distribution of Dietary and Aqueous Cadmium by carp (*Cyprinus carpio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* **31**: 179-183.
- Kurland, L.T., Faro S.W. & Siedler, H., 1960** - Minamata disease: the outbreak of a neurological disorder in Minamata, Japan, and its relation to ingestion of sea food containing mercury compounds. *World Neurol.*, **1**:370-95
- Kvenseth, P.G., Skiftesvik, B. & Slinde, E., 1996** - Hake-next to be farmed. *In: Proceedings of the 1996 CalCOFI Symposium, Monterrey, CA.*
- L -
- Labonne, M., Ben Othman, D. & Luck, J.M., 2001** - Pb isotopes in mussels as tracers of metal sources and water movements in a lagoon (Thau Basin, S. France). *Chemical Geology*, **181** (1-4),
- Lago de Lanzos, A., 1980** - Contribution al estudio del ictioplancton del Mediterraneo occidental. *Bol. Inst. Espa. Oceano.*, **6** (301): 137-155.
- Lahaye, J., 1972** - Cycles sexuels de quelques poissons plats des côtes de bretonnes. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, **36**: 191-207.

- Lalami, Y., 1979** - Etude biologique et Halieutique du Rouget de vase (*Mullus barbatus*) des côtes Algériennes. *Mémoire de Magister*, Université de Montpellier, 510p.
- Lambert, Y. & Dutil, J. D., 1997** - Can simple condition indices be used to monitor and quantify seasonal changes in the energy reserves of atlantic cod (*Gadus morhua*)? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **54**, 104-112.
- Lane, T. W. & Morel, F.M.M., 2000** - A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **97**(9): 4627-4631.
- Langstin, W. J. & Spence, S. K., 1995** - Biological factors involved in metal concentration observed in aquatic organisms. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. *John Wiley & Sons. Chichester*: 407-478.
- Langston, W. J., Chesman, B. S., Burt, G. R., Pope, N. D. & McEvoy, J., 2002** - Metallothionein in liver of eels *Anguilla anguilla* from the Thames Estuary: An indicator of environmental quality? *Marine Environmental Research* **53**: 263-293.
- Lannin, A., 2006** - The biology, dynamics and fisheries for hake (*Merluccius merluccius*) in the waters around Ireland. *PhD thesis*, University College Cork. 182p.
- Lanno, R., Wejls, I., Conder, I., Bradham, K. & Basta, N., 2004** - The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **57**: 39-47.
- Laporte, J.M., Andres, S. & Mason, R.P., 2002** - Effect of ligands and other metals on the uptake of mercury and methylmercury across the gills and the intestine of the blue crab (*Callinectes sapidus*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, **131**(C): 185-196.
- 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.
- Larrañeta, M. G., 1970** - Sorbe la alimentación, la madurez sexual y talla de primera captura de *Merluccius merluccius* (L.). *Inv. Pesq.*, **34**(2) : 267-280.
- Laslett, G. M., Eveson, J. P., & Polacheck, T. 2002** - A flexible maximum likelihood approach for fitting growth curves to tag-recapture data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**: 976-986.
- 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.
- Lauwerys, R., 1990** - Toxicologie industrielle et Intoxication professionnelle, 3ème édition. Ed. Masson: 1130p.
- Le Cren, E. D., 1951** - The length-weight relationships and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, **20**: 201-219.
- Le Duff, M., 1997** - Cinétique de l'ovogenèse et stratégies de ponte chez les poissons Téléostéens en milieu tempéré. *Thèse de Doctorat* de l'Université de Bretagne Occidentale. 170p.
- Leamon, J. H., Schultz, E. T. & Crivello, J. F., 2000** - Variation among four health indices in natural populations of the estuarine fish, *Fundulus heteroclitus* (Pisces, Cyprinodontidae), from five geographically proximate estuaries. *Environmental Biology of Fishes*, 451-458.
- Leblanc, J. C., Guérin, T., Verger, P. & Volatier, J. L., 2004** - Etude de l'alimentation totale française. Mycotoxines, minéraux et éléments traces. INRA, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales, 72p.
- Leclaire, L., 1972** - La sédimentation holocène sur le versant Méridional du bassin Algéro-Baléares (Précontinent Algérien). Tome XXIV. Edition de Muséum, Paris, France, 391p.
- Lee, B. G. & Luoma, S. N., 1998** - Influence of microalgal biomass on absorption efficiency of Cd, Cr, and Zn by two bivalves from San Francisco Bay. *Limnol Oceanogr* **43**(7):1455-1466.
- Le Grand, M., 1960** - Longueur répartition des sexes et maturation sexuelle des thons à nageoire jaune de Nouvelle calédonie. *Rapp. Scient. Inst. Franc. Océanie*, **II**, 6-20.
- Lee, R. M. 1920** - A review of the methods of age and growth determination in fishes by means of

- scales. *Fishery Invest. Lond. Ser. II* 4 (2): 1-32.
- Leroy, L., 2006** - Lutte contre les salissures marines: approche par procédés enzymatiques. *Thèse de Doctorat. Inst. Sci. App.* Toulouse. 206p.
- Lesven, L., 2008** - Devenir des Eléments Traces Métalliques au Sein du Sédiment, un Compartiment Clé de l'Environnement Aquatique. *Thèse de Doctorat*, USTL, Lille, 179p.
- Levesque, L., 1976** - Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales. Rapport n° 6: le chrome, le cuivre et le nickel. *Rapport de l'AFEE*.
- Levesque, L., 1980** - Les rejets d'eaux chaudes des centrales thermiques. I : Etudes sur sites des effets sur la vie aquatique. *Association Française pour l'Etude des Eaux*, Paris, 177p.
- Lévallois, B., Ayotte, P., Tardif, R., Ferron, L., Gingras, S., Schlouch, E., Gingras, G., Lévallois, P. & Dewailly, E., 2002** - Cancer risk associated with household exposure to chloroform, *J. Toxicol Environ Health A*, **65**(7): 489-502.
- Levin, S. A. & Kimball, K. D., 1984** - New perspectives in ecotoxicology. *Environ. Manage.* **8**, 377-452.
- Liang, Y., Wong, M. H., Shutes, R. B. E. & Revitt, D. M., 1999** - Ecological risk assessment of polychlorinated biphenyl contamination in the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong. *Water Research*, **33**: 1337±1346.
- Libes, S.M., 2009** - Introduction to marine biogeochemistry, 2<sup>nd</sup> Edition. Academic Press, 928p.
- 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.
- Lieutaud, J., 2003** - Une mer entre trois continents, la Méditerranée. ELLIPES-éd. Marketing S.A. 272p.
- Linde, A. R., Sánchez-Galán, S., Klein, D., Garcia-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.
- Linnaeus, C., 1758** - Systema Naturae per Regna Tria Naturae secundum Classes, Ordinus,
- Leonart, J. & Maynou, F., 2003** - Fish stock assessment in the Mediterranean, state of the art. *Sci. Mar.*, **67**(suppl. 1): 37-49
- Lockhart, W. L., Uthe, J. F., Kenney, A. R. & Mehrle, P. M., 1972** - Methylmercury in Northern pike (*Esox laeus*) : distribution, elimination, and some biochemical characteristics of contaminated fish. *J. Fish. Res. Bd Can.*, **29**: 1519-1523.
- Loizeau, V., Abarnou, A. & Menesguen, A. 2001** - A Model of PCB Bioaccumulation in the Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) Food Web from the Seine Estuary (Eastern English Channel). *Marine Pollution Bulletin*, **43**: 242-255.
- Long, D. H. & Prosi, F., 1986** - Cadmium and lead cycling between water, sediment, and biota in an artificially contaminated mud flat on Borkum (F.R.G.). *Wat. Sci. Tech.* **18**:
- Loonen, H., van de Guchte, C., Parsons, J. R., de Voogt, P., Govers, H. A. J., 1996** - Ecological Hazard assessment of Dioxins: Hazards to organisms at different levels of aquatic food webs (fish-eating birds and mammals, fish and invertebrates). *The Science of the Total Environment*, **182**: 93-103.
- Lucio, P., Murua, H. & Santurtun, M., 2000** - Growth and reproduction of hake (*Merluccius merluccius*) in the Bay of Biscay during the period 1996-1997. *Ozeanografika*, **3**: 325-354.
- Lucio, P., Santurtun, M. & Quincoces I., 2000** - Tagging experiments on hake, anglerfish and other species in the Bay of Biscay. *ICES, C.M.* 2000/Z : 09.
- Lundy, C.J., Rico, C. & Hewitt, G.M., 2000** - Temporal and spatial genetic variation in spawning grounds of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Bay of Biscay. *Molecular Ecology*, **9**: 2067-2079.
- Luoma, S. N., 1982** - A statistical study of environmental factors controlling concentrations of heavy metals in the burrowing bivalves *Scorbularia 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.

- *M* -

**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**(3-5), 473-483.

**Mac Greer, & Sublethal, E.R., 1979** - effects of heavy metal contaminated sediments on the bivalve *Macoma balthica*. *Mar. Pollut. Bull.*, **10**: 259- 262.

**Macchi, G.J. & Acha, E.M. 2000** - Spawning frequency and batch fecundity of Brazilian menhaden, *Brevoortia aurea*, in the Rio de la Plata Estuary off Argentina and Uruguay. *Fishery Bulletin*. **98**(2): 283-289.

**Macchi, G.J., Pájaro, M. & Ehrlich, M. 2004** - Seasonal egg production pattern of the Patagonian stock of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*). *Fish. Res.*, **67**: 25-38.

**Mackas, D.L., Kieser, R., Saunders, M., Yelland, D.R., Brown, R.M. & Moore, D.F., 1997** - Aggregation of euphausiids and Pacific hake (*Merluccius productus*) along the outer continental shelf off Vancouver Island. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**: 2080-2096.

**Mahe, K., Destombes, A., Coppin, F., Koubbi, P., Vaz, S., Le Roy, D., & Carpentier, A., 2005** - Le rouget barbet de roche *Mullus surmuletus* (L. 1758) en Manche orientale et mer du Nord. *Rapport de Contrat IFREMER/CRPMEM Nord-Pas-de-Calais*, 187p.

**Mahe, K., Amara, R., Bryckaert, T., Kacher, M. & Brylinski, J. M., 2007** - Ontogenetic and spatial variation in the diet of hake (*Merluccius merluccius*) in the bay of Biscay and the Celtic Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, **64**: 1210-1219.

**Majori, L., Nedoclan, G., Modonutti, G.B. & Daris, F., 1978** - Study of the seasonal variations of some trace elements in the tissues of *Mytilus galloprovincialis* taken in the Gulf of Trieste. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, **39**: 37-50.

**Mance, G., 1987** - Pollution threat of heavy metals in aquatic environment. *Poll. Monitor. Ser.* 371p

**Mandic, M., Pesic, A., Joksimovic, A. & Durovic, M., 2009** - Main characteristic of population dynamic of hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus 1758) in the open sea of the Montenegrin coastal waters. *Natura Montenegrina*, Podgorica, **7**(3): 529-536.

**Manley, A.R., Gruffydd L.D. & Almada-Villela, P.C., 1984** - The effect of copper and zinc on the shell growth of *Mytilus edulis* measured by a laser diffraction technique. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* **64**: 417-427.

**Mantoura, R.F.C., Dickson, A. & Riley, J.P., 1978** - The complexation of metals with humic materials in natural waters. *Estuarine and Coastal Marine Science*, **6**: 387-408.

**Marchand, M. & Kantin, R., 1997** - Les métaux traces en milieu aquatique. *Océanis* **23**(4):595-629.

**Marchand, J., Tanguy, A., Laroche, J., Quiniou, L. & Moraga, D., 2003** - Responses of European flounder *Plastichthys flesus* populations to contamination in different estuaries along the Atlantic coast of France. *Marine Ecology Progress Series* **260**: 273-284.

**Marchand, J., Quiniou, L., Riso, R., Thebaut, M.T. & Laroche J., 2004** - Cost of tolerance to toxicants in the European flounder. *Aquatic Toxicology in press*.

**Marcovecchio, J.E. & Moreno V.J., 1993** - Cadmium, zinc and total mercury levels in the tissues of several fish species from La-Plata River estuary, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* **25**: 119-130.

**Marcus, J.M. & Thompson, A.M., 1988** - Heavy metals in oyster tissue around three coastal marine. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **36**: 587-594.

**Mariano, A. J., Griffa, A., Ozgokmen, T. M. & Zambianchi, E, 2002** - Lagrangian analysis and predictability of coastal and ocean dynamics 2000. *J. Atmos. Ocean. Tech.* **19**: 1114-26.

**Marois, A., Gagnon, A., Thiboutot, S., Ampleman, G. & Bouchard, M., 2004** - Caractérisation

- des sols de surface et de la biomasse dans les secteurs d'entraînement, Base des Forces canadiennes, Valcartier. Defence Research and Development Canada Valcartier, Department of National Defence Canada. TR 2004-206, 78p.
- Maroni, M., Colosio, C., Ferioli, A. & Fait, A., 2000** - Biological monitoring of Pesticide Exposure: a review. *Introduction. Toxicology* **143**, 1-118.
- Marteil, L., 1974** - La conchyliculture française. Première partie : le mollusque naturel et ses variations. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches maritimes*, **38**(3), 217-337.
- Martín, P., 1989** - Dinámica de la pesquería de arrastre en Cataluña. *Memoria de Tesis Doctoral*. Universidad de Barcelona, mayo 1989. 358p
- Martín, I., 1991** - A preliminary analysis of some biological aspects of hake (*Merluccius merluccius*) in the Bay of Biscay. *C.M.* 1991/G: 54: 14p
- Martoja, R. & Martoja-Pierson, M., 1967** - Initiation aux techniques de l'histologie Animale. Masson et Cie, Paris.
- Marza, V.D., 1938** - Histophysiologie de l'ovogenèse. Hermann, Paris.
- Masnado, R.G., Geis, S.W. & Sonzogni, W.C., 1995** - Comparative acute toxicity of a synthetic mine effluent to *Ceriodaphnia dubia*, larval fathead minnow and the freshwater mussel, *Anodonta imbecilis*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **14**: 1913-1920.
- Mason, A., Jenkins, K., Tessier, A. & Turner, D., 1995** - Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. *Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems*, 479-583.
- Matallanas, J. & Oliver, P., 2003** - Merluzas Del Mundo (Familia Merlucciidae). Catálogo comentado e ilustrado de las merluzas conocidas. *F.A.O.*
- Matsuura, Y., 1998** - Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*) spawning in the southeast Brazilian Bight over the period 1976-1993. *Rev. bras. Oceanogr.*, **46**(1): 33-43.
- Matta, F., 1955** - Il merluzzo del Mediterraneo. Nota II. *Boll. Pesca, Piscicol. Idrobiol.* **9** (1): 5-29.
- Matta, F., 1956** - L'accrescimento del Merluzzo Del Mediterraneo. *Boll. Resca. Pisc. Idrobiol.* **11** (1): 31-36.
- Maurin, C., 1954** - Les merlus du Maroc et leur pêche. *Bulletin de l'Institut des Pêches Maritimes du Maroc*, Casablanca, **2**: 7-65.
- Maurin, C., 1962** - Etude des fonds chalutables de la méditerranée occidentale (écologie et pêche). Résultats des campagnes des navires océanographiques «président-Théodore-Tissier» 1957 à 1960 et «Thalassa» 1960 et 1961. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **26**(2): 163-220.
- Maurin, C., 1968** - Les merlus des côtes nord et nord-ouest d'Afrique (Atlantique et Méditerranée). *Ph.D. Thesis*, Université de Nancy, France. Meneses 99.
- Maynou, F., Leonart, J. & Cartes, J. E., 2003** - Seasonal and spatial variability of hake (*Merluccius merluccius*, L.) recruitment in the NW Mediterranean. *Fish. Res.*, **60**: 65-78.
- Maynou, F., Olivar, M.P. & Emelianov, M., 2006** - Patchiness of eggs, larvae and juveniles of European hake *Merluccius merluccius* from the NW Mediterranean. *Fish. Oceanogr.*, **15**: 390-401.
- Mc Ge, J., Henningsen, G., Lanno, R., Fisher, N., Sappington, K. & Drexler, J., 2004** - Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals, US Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, 126p.
- 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.
- McNeely, R. N., Neimainis, V. P. & Dwyer, L., 1980** - Référence sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux environnements. Canada. Direction de la qualité des eaux, Ottawa. Canada.

- McPherson, C. A. & Chapman, P. M., 2000** - Copper effects on potential sediment test organisms: the importance of appropriate sensitivity. *Marine Pollution Bulletin*, **40**: 656–665.
- Mellinger, J., 2002** - Sexualité et reproduction des Poissons. CNRS edition, Paris, 349p.
- Mellon-Duval, C., De Pontual, H., Métral, L. & Quemener, L., 2010** - Growth of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Gulf of Lions based on conventional tagging. *ICES J. Mar. Sci.*, **67**: 62-70.
- Mendes, B., Fonseca, P. & Campos, A., 2004** - Weight-length relationships for 46 fish species of the Portuguese west coast. *J. Appl. Ichthyol.* **20**:355-361.
- Merbouh, N., 1998** - Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) d'un poisson pélagique, la sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum, 1792), pêché dans la baie d'Oran. *Thèse de Magister*. I.S.M.A.L. (Alger): 139p.
- Merella, P., Quetglas, A., Alemany, F. & Carbonell, A., 1997** - Length-weight relationship of fishes and cephalopods from the Balearic Islands (western Mediterranean). *Naga ICLARM Q.* **20**(3/4): 66-68.
- Meriel-Bussy, M., 1966** - La croissance du merlu dans le golfe de Gascogne. ICES Document CM 1966/G:17. 5p.
- METAP, 1994** - Ministère des transports, Direction des Ports Algérie- (1994). Etude de protection contre la pollution des ports et du littoral algérien. Banque européenne d'investissement, *Rapport final* (juin), 170p.
- Meunier, F. J., 1988** - Détermination de l'âge individuel chez les Osteichthyens à l'aide de la squeletteochronologie: historique et méthodologie. *Acta. Oecol., Oecol. Gener.*, **9**: 299-329.
- Meyer, O., 2003** - Testing and assessment strategies, including alternative and new approaches. *Toxicol. Lett* **140- 141**: 21-30
- Micha, J.C., 1971** - Densité de population. Age et croissance du barbeau *Barbus barbus* (L.). *Ann. Hydrobiol.* **2**: 47-68.
- Mikac, N., Branica, M., Wang, W. X. & Harrison, R. M., 1996** - Organolead compounds in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Eastern Adriatic Coast. *Environ. Sci. Technol.* **30**: 499-508.
- Millikan, A. E., & Pattie, B. H., 1970** - Hermaphroditism in a Pacific hake, *Merluccius productus*, from Puget Sound, Washington. *Journal of the Fisheries Research Board Canadian*, **27**(2), 409-410.
- Millot, C. & Taupier-Letage, I., 2005** - Circulation in the Mediterranean Sea. The Handbook of Environmental Chemistry, Voll (The Natural Environment and the Biological cycles), Springer-Verlag Editor.
- Millot, C., 1985** - Some features of Algerian current. *J. Geophys. Res.*, Vol. 90 N°7: 7169-7176.
- Millot, C., 1987** - Circulation in the western Mediterranean Sea. *Oceanog. Acta.* **10**(2): 144-149.
- Millot, C., 1989** - La circulation générale en Méditerranée occidentale: aperçu de nos connaissances et projets d'études. *Annales de géographie*, n° 459, XXVIII<sup>e</sup>.
- Ministere de la Peche et des Ressources Halieutiques (M.P.R.H.), 2004** - Recueil de textes réglementaires, Pêche et Aquacultures, Tome1. *Imprimerie officielle, les vergers-Bir-MouradRais-Alger*, Décembre 2004: 211p.
- MPRH, 2009** - Le secteur de la pêche en Algérie. Potentialités, perspectives de développement, et opportunités d'investissement. Novembre 2009. 64p.
- Miquel, M., 2001** - Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Dir). *Rapport Sénat* n° 261: 360
- Miramand, P., Lafaurie, M., Fowler, S W., Lemaire, P., & Guary, J.C., 1991** - Reproductive cycle and heavy metals in the organs of red mullet, *Mullus barbatus* (L.), from the northwestern Mediterranean. *The Science of the Total Environment*, Elsevier Science Publishers B.V, Amsterdam. 47-56p.

- Miramand, P., Guyot, T., Pigeot, J., Bustamante, P., Caurant, F. & Ferchaud, R., 2000** - Le cadmium dans les réseaux trophiques marins : de la source aux consommateurs. *Journal Européen d'Hydrologie* **31**(2): 127-143.
- Monteiro, R. & Limas-Días, M., 1966** - On some aspect of the ovary development in the hake (*Merluccius merluccius*, L.) of the Portuguese coast. *ICES CM1966/G*: **5**. 8p.
- Moore, J. W. & Ramamoorthy, S., 1984** - Heavy Metals in Natural Waters: *Applied Monitoring and Impact Assessment*. Springer-Verlag, New York, pp. 58–76.
- Morales-NIN, B. & Aldebert, Y., 1994** - Growth and birthdate distribution of juvenile *Merluccius merluccius* in the gulf of Lions (NW Mediterranean) determined by otolith microstructure and length frequency distribution. In : Farrugio et al. Etude pour l'aménagement et la gestion des pêches en Méditerranée occidentale (2ème partie), *Rapport final CEUFAR ME*. 1-232 (mimeo).
- Morales-Nin, B. & Aldebert, Y., 1997** - Growth of juvenile *Merluccius merluccius* in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) based on otolith microstructure and length-frequency analysis. *Fisheries Research*, **30**: 77-85.
- Morales-Nin, B., Tores, G. J., Lombarte, A. & Recasens, L., 1998** - Otolith growth and age estimation in the European hake. *J. of Fish Biol.*, **53**: 1155-1168.
- Morales-Nin, B., 2000** - Review of the growth regulation processes of otolith daily increment formation. *Fish. Res.*, **46**: 57-63.
- Morales-Nin, B. & Moranta, J., 2004** - Recruitment and post-settlement growth of juvenile *Merluccius merluccius* on the western Mediterranean shelf. *Sci. Mar.*, **68**: 399-409
- Morales-Nin, B., Bjelland, R. M. & Moksness, E., 2005** - Otolith microstructure of a hatchery reared European hake (*Merluccius merluccius*). *Fish. Res.* **74**: 300-305.
- Morelli, E. & Scarano, G., 2001** - Synthesis and stability of phytochelatins induced by cadmium and lead in the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Mar. Environ. Res.* **52**: 383-395.
- Morey, G., Moranta, J., Massuti, E., Grau, A., Linde, M., Riera, F. & Morales-Nin, B., 2003** - Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the Western Mediterranean. *Fisheries Res.*, **62**: 89-96.
- Morgan, M. J., 2004** - The relationship between fish condition and the probability of being mature in American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). *ICES Journal of Marine Science.* **61**(1): 64-70.
- Moriarty, F., 1990** - Ecotoxicology. The study of pollutants in Ecosystems. *Academic Press*, London, 289p.
- Mouffok, N., 2005** - La Corniche oranaise Cas des plages d'Aïn El Turck, de Bou Sfer et de Maddagh. *Mémoire de Magister*. Université d'Oran : 69p.
- Mouhoub, R., 1986** - Contribution à l'étude de la biologie et de la dynamique de la population exploitée de la sardine (*Sardina pilchardus*, Walb, 1792) des côtes algéroises. *Thèse de Magister*, Univ. Alger : 163p.
- Mouneyrac, C., Amiard-Triquet, C., Amiard, J.C. & Rainbow, P.S., 2001** - Comparison of metallothionein concentrations and tissue distribution of trace metals in crabs (*Pachygrapsus mussels Mytilus edulis*). *J. Mar. Biol. Assoc. UK* **53**:127–143.
- Moutopoulos, D. K. & Stergiou, K., 1998** - Length-weight and length relationships for seven fish species of the Aegean Sea. *Proceedings of the 20th Meeting of the Hellenic Society of Biological Sciences* **20**: 207-208.
- Moutopoulos, D. K. & Stergiou, K. I., 2002** - Length-weight and length-length relationships of fish species of the Aegean Sea (Greece). *J. Appl. Ichthyol.*, **18**: 200-2003.
- MPRH, 2009** - Rapport annuelle des activités de pêche et de l'aquaculture de l'année 2009, Ministère de Pêche et des Ressources Halieutiques, pp. 102.
- Muller, F. L. L., 1996** - Interactions of copper, lead and cadmium with the dissolved, colloidal and particulate components of estuarine and coastal waters. *Mar. Chem.* **52**, 245–268.
- Müller, A., 2002** - Organic carbon burial rates and carbon and sulfur relationships in coastal

- sediments of the southern Baltic Sea. *Applied Geochemistry*, **17**(4), p. 337-352.
- Munro, J. L. & Pauly D. 1983** - A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. *Fishbyte* 1(1): 5-6.
- Murozumi, M., Chow, T. J. & Patterson, C. C., 1969** - Chemical concentration of pollutant lead aerosols, terrestrial dust and sea salts in Greenland and Arctic snow strata. *Geochim. Cosmochim. Acta.* **33**: 1247-1294.
- Murua, H., Motos, L. & Lucio, P., 1998** - Reproductive modality and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius* L.) in the bay of Biscay. *CalCOFI Rep.*, **39**: 196-203.
- Murua, H. & Saborido-Rey, F. 2003** - Female reproductive strategies of marine fish species of the North Atlantic. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, **33**: 23-31.
- Murua, H. & L. Motos. 2006** - Reproductive strategy and spawning activity of the European hake, *Merluccius merluccius* (L.), in the Bay of Biscay. *J. Fish. Biol.*, **69**: 1288-1303.
- Murua, H., Lucio P., Santurtún M. & Motos, L., 2006** - Seasonal variation in egg production and batch fecundity of European hake *Merluccius merluccius* (L.) in the Bay of Biscay. *J. Fish. Biol.*, **69**: 1304-1316.
- Mushiake, K., Nakai, T. & Muroga, K., 1985** - Lowered phagocytosis in the blood of eels exposed to copper. *Fish Pathology*, **20**: 49-53.
- Mytilineou, Ch. & Vassilopoulou, V., 1988** - The reproductive cycle and sex ratio of hake, *Merluccius merluccius*, in Patraikos and Korinthiakos gulfs and the Ionian Sea. *Proceedings of the 4th Hellenic Congress of Ichthyologists*, **4**: 164 – 177.
- *N* -
- Nannini, N., Pinna, D., Chiericoni, V., Biagi, F. & Belcari, P., 2001** - Ciclo ovarico di *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) nel mar Tirreno settentrionale. *Biol. Mar. Medit.*, **8**(1): 745-748.
- NAS/NRC, 1989** - Recommended dietary allowances, National Academy of Science/National Research Council, Washington.
- 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<sup>ed</sup>. Wiley. 600pp.
- 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.
- Nfon, E. & Cousins, I.T., 2006** - Interpreting time trends and biomagnification of PCBs in the Baltic region using the equilibrium lipid partitioning approach. *Environmental Pollution*, **144**: 994-1000.
- Nienchesk, L. F. H & Baumgarten M. G., 2000** - Distribution of particulate trace metal in the southern part of the Patos Lagoon estuary. *Aquatic Ecosystem and Management*, (4): 515-520.
- Nikolsky, G.V. 1963** - The Ecology of Fishes. Academic Press. 352p.
- Nitta, T., 1972** - Marine pollution in Japan. Dans *Marine Pollution and Sea Life*, edité par M. Ruivo. West Byfleet, Surrey, Fishing News (Books), pp 77–81.
- Nogawa, K., Honda, R., Kido, T., Tsuritani, I., Yamada, Y., Ishizaki, M. & Yamaya, H., 1989** - A dose-response analysis of cadmium in the general environment with special reference to total cadmium intake limit. *Environ Res*, **48**: 7-16.
- NRC, 1987** - Committee on Biological Markers of the National Research Council, Biological markers in environmental health research, *Environmental Health Perspectives*, **74**: 3-9.
- Nriagu, J.O. & Nieboer, E., 1980** - Chromium in the natural and human environments Wiley series in Advances in Environmental Sciences and Technology vol. 20. John Wiley and Sons, New York, pp. 21–80.
- Nunez-Rogriguez, J., 1985** - Contribution a l'étude de la biologie de la sole *Solea vulgaris* Quensel. Approche ultrastructure et physiologique. *Thèse 3eme cycle*. Université Bordeaux I.

- O'Brien, B., 1986** - The distribution and community structure of larval and postlarval fish and chaetognaths off the West Coast of Ireland. *Thesis Doctoral*. University College Galway.
- 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.
- Ohta, H., Ichikawa, M. & Seki, Y. 2002** - Effects of cadmium intake on bone metabolism of mothers during pregnancy and lactation. *Tohoku J Exp Med*, **196**: 33-42.
- Okada, Y., 1952** - Studies on the sex and sex separation in a fish *Sparus longispinis*. (in Japanese) *Papers from Coordination and Communication Research Genetics*, **3**: 147-150.
- Olivar, M. P., Rubies, P. & Salat, J., 1992** - Horizontal and vertical patterns of ichthyoplankton under intense upwelling regimes off Namibia. South African. *Journal of marine Science*. **12**: 71-8.
- Olivar, M. P., Quílez, G. & Emelianov, M., 2003** - Spatial and temporal distribution and abundance of European hake, *Merluccius merluccius*, eggs and larvae in the Catalan coast (NW Mediterranean). *Fish. Res.*, **60**: 321-331.
- 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.
- Oliveira Ribeiro, C. A., Schatzmann, M., Silva de Assis, H. C., Silva, P. H., Pelletier, E. & Akaishi, F. M., 2002** - Evaluation of tributyltin subchronic effects in tropical freshwater fish (*Astyanax bimaculatus*, Linnaeus, 1758). *Ecotoxicology and Environmental Safety* **51**: 161-167.
- Oliveira Ribeiro, C. A., Vollaire, Y., Sanchez-Chardi, A. Roche, H., 2005** - Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. *Aquatic Toxicology*, **74**(1): 53-69.
- Oliver, P. Gaza. & Morillas, A., 1990** - Crecimiento de *Merluccius merluccius* L. de las Islas Baleares mediante analisis de la progression modal. *II Jornadas del Medi Ambient de les Balears* : 175p.
- Oliver, P., 1991** - Dinámica de la población de merluza (*Merluccius merluccius* L.) de Mallorca (Reclutamiento, Crecimiento y Mortalidad). *Doctoral thesis*. University of Baleares. Palma de Mallorca. 392p.
- Oliver, P., 1993** - Analysis of fluctuations of observed in the trawl net fleet landings of the Balearic Islands. *Sci Mar.*, **57**: 219-227.
- Oliver, P., 1996** - Ressources vivantes de la Méditerranée occidentale: Evaluation des stocks et recommandations scientifiques aux fins de l'aménagement. *FAO Rapport sur les pêches*, No. **537**: 23-56.
- Omarova, A. & Phillips, C. J. 2007** - A meta-analysis of literature data relating to the relationships between cadmium intake and toxicity indicators in humans. *Environ Res*, **103**, 432-40.
- ONM, 2005** - Données climatologiques de l'office national de Météorologique - Oran – *Rapport*: 20.
- Orban, E., Di Lena, G., Nevigato, T., Casini, I., Marzetti, A. & Caproni, R., 2002** - Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. *Food Chemistry*, **77**: 57-65.
- Orsi-Relini, L., Cappanera, M. & Fiorentino, F., 1989a** - Spatial-temporal distribution and growth of *Merluccius merluccius* recruits in the Ligurian sea, observations on the 0 group. *Cybiurn*, **13**(3): 263-270.
- Orsi Relini, L., Fiorentino, F. & Zamboni, A., 1989b** - Nurseries del nasello Mediterraneo: dove, quando, perchè. *Nova Thalassia* **10**(Suppl.1):407-416.
- Orsi-Relini, L., Papaconstantinou, C., Jukic-Peladic, S., Souplet, A., Gil de Sola, L., Piccinetti, C., Kavadas, S. & Rossi, M., 2002** - Distribution of the Mediterranean hake populations

(*Merluccius merluccius smiridus* Rafinesque, 1810) (Osteichthyes : Gadiformes) based on six years monitoring by trawl surveys : some implications for management. *Sci. Mar.*, **66**(Suppl.2): 21-38.

**Ozaydin, O. & Taşkavak, E., 2006** - Length - weight relationships for 47 fish species from İzmir Bay (Aegean Sea, Turkey). *Acta Adriatica*, **47**(2): 211-216.

- P -

**P.D.A.U., 1995** - L'étude du plan Directeur d'Aménagement et d'Urbanisme (PDAU) du Groupement d'Oran. URSA : Bureau d'étude et de réalisation en urbanisme de Saida Agence d'Oran. *Rapport d'orientation*, Novembre, Oran : 650p

**Pajuelo, J.G. & Lorenzo, J.M. 2000** - Reproduction, age, growth and mortality of axillary seabream, *Pagellus acarne* (Sparidae), from the Canarian archipelago. *J. Appl. Ichthyol.* **16**: 41-47.

**Palus, J., Rydzynski, K., Dziubaltowski, E., Wyszynska, K., Natarajan, A.T. & Nilsson R., 2003** - Genotoxic effects of occupational exposure to lead and cadmium. *Mutation Research Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. – Vol. **540**, No. 1. 19-28

**Papaconstantinou, C. & Caragitsou, E., 1987** - The food of hake (*Merluccius merluccius*) in Greek seas. *Vie Milieu*, **37**: 77-83.

**Papaconstantinou, C., Caragitsou, E., Mytilineou, C., Petrakis, G. & Vasilopoulou, V., 1988a** - Population dynamics of demersal fish stock in Corinthiakos, Patraikos Gulfs and Ionian Sea. *National Center for Marine Research*, Athènes, Publication spéciale, **16**: 275p.

**Papaconstantinou, C., Mytilineou, C. & Panos, T., 1988b** - Aspects of the life history and fishery of Red Pandora, *Pagellus erythrinus* (Sparidae) off Western Greece. *Cybiurn*, **12**(4): 267-280.

**Papaconstantinou, C. & Stergiou, K. I., 1995** – Biology and fisheries of eastern Mediterranean hake (*M. merluccius*). In: Alheit J, Pitcher TJ (eds), Hake: fisheries, ecology and markets. Chapman & Hall, London, p149-180.

**Papaconstantinou, 2000** - The biology and the management of hake (*Merluccius merluccius*) in the new paper; to be presented at W G on Demersals Sete 21-23 March 2000.

**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., & Munro, J. L., 1984** - Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte*, **2**: 21-21

**Pauly, 1985** - Quelques méthodes simples pour l'estimation des stocks de poissons tropicaux. *FAO Doc. Tech. Pêches*, (**234**) : 56p

**Pauly, D., 1994** – On the sex of fish and the gender of scientists. Chapman and hall, London **Pauly, D., & Moreau, J., 1997** - Méthodes pour l'évaluation des ressources halieutiques. Collection POLYTECH de l'I.N.P. de Toulouse, Cépaduès-Éditions, France. 288p.

**Pauly, D., 1997** - Méthodes pour l'évaluation des ressources halieutiques. Toulouse, CEPADUES éd., 288 p.

**Pelletier, E., Campbell, P. & Denizeau, F., 2004** - Ecotoxicologie moléculaire: principes fondamentaux et perspectives de développement. P. G. C. Campbell, Francine Denizeau, 462p.

**Péna, G. & Picot, B., 1991** - Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau. *Oceanologica Acta*, **15**(5), 459-472.

**Péna, G., 1989** - Sels nutritifs et micropolluants métalliques dans un écosystème lagunaire: l'étang de Thau. *Thèse de Doctorat*, Université Montpellier II, 135p.

**Pentreath, R. J., 1973** - The Accumulation from water of 65Zn, 54Mn, 58Co and 59Fe by the Thornback ray *Raja clavata* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **12**: 327-334.

**Pentreath, R. J., 1976** - Some further studies on the accumulation and retention of 65Zn and 54Mn by the plaice, *Pleuronectes platessa* L. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **21**: 179-89.

**Pereiro, F. J., Sánchez, F. & Fontenla, J., 1991** - Hake recruitment in the southern stock (ICES

- Divisions VIIIc and IXA). *ICES Doc.* CM 1991/52, 17p.
- Perez, N. & Pereiro, F.J.**, - 1981. First data on sexual maturation and sex-ratio of hake VIII C. And IX a. *ICES C.M. 1981/G*, 37.
- Perez, N. & Pereiro, F.J.**, 1985 - Aspecto de la reproducción de la merluza (*Merluccius merluccius* L.) de la plataforma gallega y cantabrica. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 2(3): 39-47.
- Pérez Cid, B., Boia, C., Pombo, L. & Rebelo, E.**, 2001 - Determination of trace metals in fish species of the Ria de Aveiro (Portugal) by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Food Chem*, 75: 93-100.
- Perez-Agundez, J.A.**, 2002 - Défaillance du marché et des systèmes de gestion. La « taxation transfert » comme mode de régulation des ressources halieutiques. Application à l'exploitation du *Merluccius merluccius*. *Thèse Doctorat*, ENSA-Rennes, France.
- Perkins, H. & Pistek, P.**, 1990 - Circulation in the Algerian Basin during June 1986. *Journal of Geophysical Research*, 95, 1577-1585.
- Philippart, J. C.**, 1971 - Age et croissance de la vandoise, *Leuciscus leuciscus* (L.) dans l'Ourthe et la Berwine. *Ann. Soc. Roy. Zool. Belg.*, 103 (1): 61-77.
- Phillips, D. J. H.**, 1977 - The use of biological indicator to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments. *Environ. Pollut.* n°13: 281-317.
- Phillips, D. J. H.**, 1980 - Toxicity and accumulation of cadmium in marine and estuarine biota. In *Cadmium in the Environment*. 1. *Ecological Cycling*, ed. J. O. Nriagu, pp. 450-483. Wiley/Interscience. New York.
- Phillips, D. J. H. & Rainbow, P. S.**, 1994 - Biomonitoring of trace aquatic contaminants, Aldern Press Ltd, Oxford.
- Piñeiro, C. & Hunt, J. J.**, 1989 - Comparative study on growth of European hake (*Merluccius merluccius* L.) from southern stock using whole and sectioned otoliths, and length frequency distributions. *ICES C.M 1989/G*: 37. 16p.
- Piñeiro, C. & Pereiro, J. A.**, 1993 - Study on juvenile growth pattern of European hake (*Merluccius merluccius* L.) using whole otoliths and length frequency distributions from commercial catches and groundfish surveys. *ICES, Demersal Fish Committee C.M 1993/G*: 12.
- Piñeiro, C. & Sainza M.**, 2003 - Age estimation, growth and maturity of the European hake (*Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758) from Iberian Atlantic waters. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 1086-1102.
- Pineiro, C., Sainza, M., Morgado, C., de Pontual, H., Hoey, S., Beattie, S., Lucio, P., Alfonso, M.H., Marin, M., Labastie, J., Warnes, S., Easey, M., Dores, S., Maceira, A., Maertens, B., Hansen, F., Rey, J., Perez, J.L. & Latrouite, A.**, 2004 - *Report of the 3rd Workshop on European Hake Age Reading*. Instituto Espanol de Oceanografia, Vigo, 18-22 October 2004. 22p.
- Piñeiro, C., Rey, J., de Pontual, H. & Goni, R.** 2007 - Tag and recapture of European hake (*Merluccius merluccius* L.) off the Northwest Iberian Peninsula: first results support fast growth hypothesis. *Fish. Res.* 88(1-3): 150-154.
- Piñeiro, C., Rey, J., de Pontual, H., & Garcia, A.** 2008 - Growth of Northwest Iberian juvenile hake estimated by combining sagittal and transversal otolith microstructure analyses. *Fish. Res.* 93(1-2): 173-178.
- Pinheiro, J. P., Mota, A. M. & Benedetti, M. F.**, 2000 - Effect of aluminum competition on lead and cadmium binding to humic acids at variable ionic strength. *Environmental Science & Technology* 34(24): 5137-5143.
- Pinta, M., Baudin, G. & Bourdon, R.**, 1979 - Spectrophotomètre d'absorption atomique, Tome 1. Problèmes généraux, 2ème édition. Paris, Masson, O.R.S.T.O.M.: 159p.
- Piscator, M.**, 1964 - On cadmium in normal human kidneys with a report on the isolation of metallothionein from cadmium exposed rabbit livers. *Nord. Hyg. Tidskr.* 45:76-82
- Pla, C., Vila, A. & Garcia-Marin, J. L.**, 1991 - Differentiation de stocks du merlu (*Merluccius merluccius*) par l'analyse génétique : comparaison de plusieurs populations méditerranéennes et

- atlantiques du littoral espagnol. *FAO Rapport Pêches*. **447**: 87-93.
- Plant, J.A., Klaver, G., Locutura, J., Salminen, R., Vrana, K. & Fordyce, F.M., 1997** - The Forum of European Geological Surveys Geochemistry Task Group inventory 1994-1996. *J. Geochem. Explor.* **59**: 123-146.
- PNUE, 1999** - Lignes directrices pour l'identification des PCB et du matériel contenant des PCB, <http://www.chem.unep.ch/pops/pdf/PCBident/pcbifdr.pdf>.
- PNUE/PAM-Plan Bleu, 2009** Etat de l'environnement et du développement en Méditerranée. Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée (PNUE/PAM)-Plan Bleu, Athènes, ISBN : 978-92-807-3061-6, 208 p.
- PNUE-PAM-Plan Bleu, 2009** - Promouvoir un tourisme durable en Méditerranée : Actes de l'atelier régional, Sophia Antipolis, France, 2-3 juillet 2009. Athènes, PAM. (*MAP Technical Reports Series, n°173*).
- PNUE-PAM-Plan Bleu, 2010** - Évaluation de la mer Méditerranée: Exécution de l'étape 3 du processus d'approche écosystémique. Barcelone (Espagne), 6-7 juillet 2010. Athènes, PAM (*MAP Technical Reports*).
- Postel, E., 1955** - Contribution à l'étude de la biologie de quelques Scombridae de l'Atlantique tropical. *Annl. Stn. Océanogr.* Salambo, **10**, V: 167 p.
- Poulsen, E., Riisgard, H.U. & Mohlenberg, F., 1982** - Accumulation of cadmium and bioenergetics in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, **68**: 25-29.
- Pourrut, B., Perchet, G., Silvestre, J., Cecchi, M., Guiresse, M. & Pinelli, E., 2008** - Potential role of NADPHoxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots. *Journal of Plant Physiology*, **165**: 571-579
- Powell, J. H et al 1981** - Trace elements concentrations in tropical marine fish at Bougainville, Island, Papua New Guinea. *Water, Air and Soil Pollut.*, **16**: 143-158.
- 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.
- Puillat, I., Taupier-letage, I. & Millot, C., 2002** - Algerian Eddies lifetime can near three years. *Journal of Marine Systems*, **31**: 245– 259.
- Q -
- Qasim, S. Z., 1956** -Time and duration of the spawning season in some marine teleosts in relation to their distribution. *J. Conseil.Int.Explor Mer*, 21: 44-155.
- Quignard, J. P., 2002** - La Méditerranée. Formation en Cétologie méditerranéenne, Montpellier, avril 2002.
- Quillet, 1984** - Encyclopédie autodidactique. 4, Ed. Quillet : 500p.
- R -
- Radtke, R. L., & Hurley, P. C. F., 1983** - Age estimation and growth of broadbill swordfish, *Xiphias gladius*, from the northwest Atlantic based on external features of otoliths. In E. D. Prince and L. M. Pulos (eds.), Proceedings of the international workshop on age determination of oceanic pelagic fishes: tuna, billfishes, and sharks, p. 145-150. U.S. Dep. Commer., NOM Tech. Rep. NMFS 8.
- Rainbow, P. S., Phillips, D. J. H. & Depledge, M., 1990** - The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. A need for laboratory investigation of accumulation strategies. *Mar. Pollut. Bull.*, **21**(7): 321-324.
- Rajotte, J.W. & Couture, P., 2002** - Effects of environmental metal contamination on the condition, swimming performance, and tissue metabolic capacities of wild yellow perch (*Perca flavescens*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **59**: 1296-1304.
- Ramade F., 1977** - Ecotoxicologie, Masson, Paris, 214p.
- Ramade, F., 1979** -Ecotoxicologie. Masson. Ed. Fr: 228p.

- Ramade, F., 1982** - Elément écologie, appliquée. Mc Graw-Hill ed: 452p.
- Ramade, F., 1992** - Précis d'écotoxicologie. Paris. Masson. 224 pp.
- Ramos, A., Cervantes, A. & Sobrino, I., 1990** - Estudios biológicos sobre la merluza europea (*Merluccius merluccius* L. 1758) del área de CECAF. *FAO. COPACE/PACE. Ser.*, 90/51 : 155-177.
- Ramos, A., Sobrino, I. & Fernández, L., 1996** - Biología de la Merluza europea, *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758), de las costas de África Noroccidental. *En: O. Llinás, González, J.A., Rueda, M.J. (Eds.), Oceanografía y Recursos Marinos en el Atlántico Centro-Oriental*, Instituto Canario de Ciencias Marinas, Las Palmas de Gran Canaria, pp. 226-239.
- Rand, G.M., Wells, P.G. & 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.
- Rao, J.V., Kavitha, P., Srikanth, K., Usman, P.K. & Rao, T.G., 2007** - Environmental contamination using accumulation of metals in marine sponges, *Sigmadocia fibulata* inhabiting the coastal waters of Gulf of Mannar, India. *Toxicological and environmental chemistry* **89**: 487-498.
- Recasens L., 1992** - Dinamica de poblaciones i pesqueria del lluc (*Merluccius merluccius*) al Golfo de Leon i la mar Catalana. *Ph.D. Thesis*, Universitat de Barcelona : 398p
- Recasens, L., Chiericoni, V. & Belcari, P. 2008** - Spawning pattern and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) in the western Mediterranean. *Sci. Mar.*, **72**: 721-732.
- Recasens, L., Garcfa, M., Massuti, E., Oliver, P. & Renones, O., 1994** - Evaluación de la población de merluza del Mediterraneo español. *In Farrugio et al* (1994).
- Recasens, L., Lombarte, A., Morales-Nin, B. & Torres, G. J., 1998** - Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *J. Fish. Biol.*, **53**: 387-401.
- Recasens, L., Chiericoni, V. & Belcari, P., 2008** - Spawning pattern and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, **72**(4), 721-732.
- Reinboth, R., 1965** - Sex reversal in the black sea bass *Centropristes striatus*. *Anatomical Record*, **151**: 403-403.
- Reiss, C., Aclaren, I., Avendaño, P. & Taggart, C. 2004** - Feeding ecology of silver hake larvae on the Western Scotian Shelf, and comparison with Atlantic cod. *Journal of Fish Biology*, **66**: 703-720.
- Ribeyre, F. & Boudou, A., 1980** - Transfer of CH<sub>3</sub>HgCl in an experimental freshwater trophic chain - temperature effects. *Environ. Pollut* **1**: 259-268.
- Richards, F. J., 1959** - A flexible growth function for empirical use. *J. Exp. Bot.*, **10**: 290-300.
- 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.
- Ricker, W. E., 1971** - Methods for Assessment of fish Production in Fresh Waters IBP. Handbook 348 p. 3.
- 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.
- Riget, F., Johansen, P. & Asmund, G., 1997** - Uptake and release of lead and zinc by blue mussels (*Mytilus edulis*). Experience from transplantation experiments in greeland. *Mar. Pollut. Bull.*, **34**: 805-815.
- Riisgard, H. U., Bjornestad, E. & Mohlenberg, F., 1987** - Accumulation of cadmium in the mussel *Mytilus edulis*: kinetics and importance of uptake via food and seawater. *Mar. Biol* **96**: 349-353.
- Riisgard, H. U. & Hansen, S., 1990** - Biomagnification of mercury in a marine grazing food-chain: Algal cell *Phaeodactylum tricornutum*, Mussels *Mytilus edulis* and Flounders *Platichthys flesus* studied by means of a stepwise-reduction-CVAA method. *Mar. Ecol. Prog. Ser* **62**: 259-270.

- Rijnsdorp, A. D., & Ibelings, B., 1989** - Sexual dimorphism in the energetics of reproduction and growth in North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*, L.). *J. Fish. Biol.* 35: 401-4115.
- Rikhter, V. A. & Efanov, V. N., 1976** - On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *ICNAF Res. Doc.*, 76/VI/8:12p.
- RNO, (1974-2004)** - Surveillance du milieu marin. Bulletins annuels édités par l'Ifremer et le Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement.
- 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.
- 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.
- Robles, R., Periero, J.A., Fernandez, A. M. & Garcia, J. M., 1975** - Estudios de cartografía, selectividad y marcado de merluza europea, *Merluccius merluccius* L., frente al litoral Gallego. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 190: 39p.
- Rodier, J., 1996** - L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eau de mer, 8ème Edition, Dénod, Paris, 1383p.
- Roel, B.A. & MacPherson, E., 1988** - Feeding of *Merluccius capensis* and *M. paradoxus* off Namibia. *South African Journal of Marine Science*. 6: 227-243.
- Roesijadi, G., 1994** - Metallothionein induction as a measure of response to metal exposure in aquatic animals. *Environmental Health Perspectives*, 102: 91-96.
- Roff, D.A., 1984** - The evolution of life history parameters in teleosts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 4: 989-1000.
- Rodríguez-Roda, J., 1964** - Talla, peso y edad de los atunes, *Thunnus thynnus* (L.), capturados por almadraba de Barbate (costa sud atlántica de España) en 1963 y comparación con el período 1956 a 1962. *Inv. Pesq.*, 26: 1-47.
- Roldán, M. I., García-Marín, J. L., Utter, F. M. & Pla, C., 1998** - Population genetic structure of European hake, *Merluccius merluccius*. *Heredity*, 81: 327-334
- Roldán, M. I., García-Marín, J. L., Utter, F.M. & Pla, C., 1999** - Genetic relationships among *Merluccius* species. *Heredity*. 83: 79-86.
- Romeo, M., Sidoumou, Z. & Gnassia-Barelli, M., 2000** - Heavy metals in various molluscs from the Mauritanian coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 65(2): 269-76
- Rouane, H. O., 2007** - Biosurveillance de la pollution marine au niveau de la côte occidentale algérienne par l'étude de la contamination du merlu méditerranéen (*Merluccius merluccius* L., 1758) par les polluants organochlorés (HCB, DDT, DDE, Lindane). *Mémoire de Magister*, Université d'Oran, (Algérie), 182p.
- 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.
- Rozan, T.F., Benoit, G., Marsh, H. & Chin, Y.P., 1999** - Intercomparison of DPASV and ISE for the measurement of Cu complexation characteristics of NOM in fresh waters. *Environ. Sci. Technol.*, 33: 1766-1770.
- Ruiz, A.E. & Fondacaro, R.R., 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., Berthou, 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., Berthou, 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.

- Sadiq, M., 1992** - Toxic metal chemistry in marine environments. Ed. Marcell Dekker, INC, 390p.
- Sainsbury, K. J. 1980** - Effect of Individual Variability on the von Bertalanffy Growth Equation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 377: 241- 247.
- Sahnoun, Z., 2009** - Etude préliminaire des indices physiologiques (Indice de réplétion, indice gonadique) et dosage des métaux lourds chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lmk, 1816) pêché sur le littoral mostaganémois. *Mémoire Magister*. Université d'Oran. Algérie. 102p +Annexes.
- Sahnouni, F., 2004**–Surveillance de la qualité des eaux marines du littoral oranais cas des baies de Cap Falcon, des Andalouses et de Maddagh. *Mémoire Magister*. Biologie et pollution marines. Université d'Oran. Algérie 144p.
- Salvarredy-Aranguren, M.M., Probst, A., Roulet, M. & Isaure, M.P., 2008** - Contamination of surface waters by mining wastes in the Milluni Valley (Cordillera Real, Bolivia): mineralogical and hydrological influences. Applied Geochemistry 23, 1299-1324.
- Sánchez, P. & Martín, P., 1991** - Talla de primera madurez y selectividad en algunas especies demersales de interés comercial del litoral catalán. En: P. Oliver (ed.) Bases Técnicas para la Regulación de la Pesca de Arrastre en el Mediterráneo. *Informe Técnico Instituto Español de Oceanografía*. 100: 19-27
- Sánchez, F. & Gil, J., 2000** - Hydrographic mesoscale structures and Poleward Current as a determinant of hake (*Merluccius merluccius*) recruitment in the southern Bay of Biscay. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 152-170.
- Sangun Levent, Erhan Akamca1, Mustafa 2007** - Weight-Length Relationships for 39 Fish Species from the North-Eastern Mediterranean Coast of Turkey. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* 7: 37-40.
- Sarano, F., 1983** - La reproduction du merlu *Merluccius merluccius* (L), Cycle ovarien et fécondité. Cycle sexuel de la population du golfe de Gascogne. *Thèse de doctorat*, Université de Poitier : 305p
- Sarano, 1986** – Cycle ovarien du merlu *M. merluccius*, poisson a ponte fractionnée. *Revue des Travaux de l'Institut des Peches Maritimes* 48: 65-76.
- Saville, A., 1977** - Survey methods of appraising fisheries resources. *FAO Fish. Tech. Pap.* (ed.), (171):76 p.
- Satarug, S. & Moore, M. R. 2004** - Adverse health effects of chronic exposure to low-level cadmium in foodstuffs and cigarette smoke. *Environ Health Perspect*, 112: 1099-103.
- Satsmadjis, J., 1979** - Observations on the concentrations of chlorinated hydrocarbons in a Mediterranean fish (*Mullus barbatus*). *Mar. Poll. Bull.*, 10: 11-109.
- Schackley, S. E., King, P. E. & Gorden, S. M., 1981** - Vitellogenesis and trace metals in a marine teleost. *J. Fish. Biol.*, 18: 349-352.
- Schafer, J., Eckhardt, J. D., Berner, Z. A. & Stuben, D., 1999** - Time-dependent increase of traffic-emitted platinum-group elements (PGE) in different environmental compartments, *Environmental Science & Technology*, 33:31, 66-3170.
- Schaule, B. K. & Patterson, C. C., 1981** - Lead concentrations in the North East Pacific: evidence for global anthropogenic perturbations. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 54: 97-116.
- Schaule, B. K. & Patterson, C.C., 1983** - Perturbations of natural lead profile in the Sargasso sea by industrial lead, p 487-503. In: Trace Metals in Sea Water. WONG, C.S., BOYLE, E., BRULAND, K.W., BURTON, J.D.et GOLDBERG, E.D. (eds.) NATO Conf. Series IV: Marine Sciences, Vol. 9. Plenum Press, New-York,
- Scherrer, B., 1984** - Biostatistique. G. Morin, Montréal, Canada, ISBN: 9782891050937: 850p.
- Schulz-Baldes, M., 1974** - Lead uptake from seawater and food, and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 25: 177-193.
- Schulz-Baldes, M., 1977** - Lead transport in the common mussel *Mytilus edulis*. Proc. Int. Conf., Heavy metals in the Environment, natl. res. Council Can.
- Schwartz, D., 1983** - Méthodes statistiques à l'usage des médecins et des biologistes. Flammarion Ed., 3ème Ed., 7ème tirage : 318p.

- Schwartz, D., 1992** - méthode statistiques à l'usage des médecins et des biologistes, Ed (15<sup>ème</sup>). Flammarion Médecin Sciences (Paris), France, 1-301.
- Semcha, Z., 2007** - Etude expérimentale de la biologie de la reproduction du merlu (*Merluccius merluccius*, L 1758) femelle dans le milieu naturel : Dynamique des lipides et des protéines en fonction du stade de développement ovocytaire. *Mémoire de Magister*, Université d'Oran, (Algérie), 132p.
- 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.
- Shugart, L.R., Martineau, D. & Béland, P., 1990** - Detection and quantitation of benzo (a) pyrene adducts in brain and liver tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence and Mackenzie estuaries. In: Prescott, J., and M. Gauquelin (Eds). Proceedings, International Forum for the Future of the Beluga. Presses Université du Québec, Sillery, Qc, Canada. pp. 219-223.
- Shung, S. H., 1973** - The sexual activity of yellowfin tuna caught by the longline fishery in the Indian Ocean, based on the examination of ovaries. *Bull. Far. Seas, Res. Lab.* 9 : 123-142.
- Sidibe, A., 2003** - Les ressources halieutiques démersales côtières de la Guinée: exploitation, biologie et dynamique des principales espèces de la communauté à Sciaenidés. Thèse de Doctorat, Ensar, Rennes, 320p.
- Sigg, L., Behra, P. & Stumm, W., 2006** - Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 4<sup>e</sup> édition, Dunod, Paris, 564 p.
- Silva, L., Vila, Y., Acosta, J. J. & Tornero, J., 2007** - Size at first maturity in European hake: estimates based on different maturity criteria. Working Document (WD10) presented to the Workshop on Sexual Maturity Staging of Hake and Monk (WKMSHM), 21 – 24 November 2007, Lisbon, Portugal. ICES Document CM 2007/ACFM:34. 82 pp.
- Simkiss, K., Taylor M. & Mason, A. Z., 1982** - Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs. *Mar. Biol. Letters* 3: 197-201.
- Simkiss, K. & Taylor, M., 1989** - Metal fluxes across the membranes of aquatic organisms. *CRC Critical Reviews of Aquatic Sciences*, 1: 173-188.
- Simkiss, K. & Taylor, M.G., 1995** - Transport of Metals across Membranes. In *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. A. Tessier et D. R. Turner, Wiley. 3: 2-39.
- Smith, C.L., 1967** - Contribution to theory of hermaphroditism. *Journal of Theoretical Biology*, 17: 76-90.
- Sogreah Ingénierie, 1998** - Etude de l'assainissement du groupement urbain d'Oran Mission A : Actualisation du plan directeur d'assainissement PDAA. *Agence Nationale de l'eau potable et industrielle et de l'assainissement (AGEP), Opération n° ND 5342126384502*, juillet 1998
- Soualili, D. L., 2008** - Les populations naturelles d'oursins : un outil évaluateur de l'état de santé de la baie d'Alger. *Thèse de Doctorat. Océan*. Université. U.S.T.H.B. 147p + annexes.
- 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.
- Sparre, P. & Venema, S.C., 1992** - Introduction to Tropical Fish Stock Assessment, part 1-Manual, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, *FAO Fisheries Technical Paper* 306/1, 376p.
- Sparre, P. & Venema S. C., 1996** - Introduction à l'évaluation des stocks de poissons tropicaux. Première partie : Manuel FAO. *Document technique sur les pêches numéro 306/2 Rev.1*, Rome : 106p. Deuxième partie: exercice.
- Staessen, J. A., Buchet, J. P., Ginocchio, G., Lauwerys, R. R., Lijnen, P., Roels, H. & Fagard, R. 1996** - Public health implications of environmental exposure to cadmium and lead: an overview of epidemiological studies in Belgium. Working Groups. *J Cardiovasc Risk*, 3: 26-41.
- Stauber, J. & Davies, C., 2000** - Use and limitations of microbial bioassays for assessing copper

- bioavailability in the aquatic environment. *Environmental Reviews* **8**: 255-301.
- Stegeman, J.J., Brouwer, M., Di Giulio, R.T., Forlin, L., Fowler, B.A., Sanders, B.M. & Van Veld, P.A., 1992** - Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein synthesis as indicators of chemical exposure and effect. In: Biomarkers: Biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress. Huggett RJ, Kimerle RA, Mehrle Jr PM and Bergman HL (Eds), pp 235-335, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Stequert, B., 1976** - Etude de la maturité sexuelle, de la ponte et de la fécondité du listao (*Katsuwonus pelamis*) de côte nord-ouest de Madagascar. *Cab. ORSTOM, Ser Oceanogr.*, **14** (3): 227-247.
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K. & Walker, P.A., 2000** - The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* **57**: 476-494.
- Storelli, M., Storelli, A., Giacomini-Stuffler, R. & Marcotrigiano, G., 2005** - Mercury speciation in the muscle of two commercially important fish, hake (*Merluccius merluccius*) and striped mullet (*Mullus barbatus*) from the Mediterranean sea: Estimated weekly intake. *Food Chemistry*, **89**(2), 295-300.
- Sunda, W.G. & Huntsman, S.A., 1998** - Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: Phytoplankton as model systems. *The Science of the Total Environment*, **219**: 165-181.
- Sunlu, U., 2006** - Trace metal levels in mussels (*Mytilus galloprovincialis* L. 1758) from Turkish Aegean Sea coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, **114**, 273-286.
- Swan, S.C., Geffen, A.J., Morales-Nin, B., Gordon, J.D.M., Shimmield, T., Sawyer, T. & Massuti, E., 2006** - Otolith chemistry: an aid to stock separation of *Helicolenus dactylopterus* (bluemouth) and *Merluccius merluccius* (European hake) in the Northeast Atlantic and Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.* **63**(3): 504-513.
- Szefer P., Glasby G. P., Stüben D., Kusak A., Geldon J., Berner Z., Neumann T., Warzocha, J., 1999** - Distribution of selected heavy metals and rare earth elements in surficial sediments from the polish sector of the Vistula Lagoon. *Chemosphere*, **39**(15), 2785-2798.

- T -

- Taleb, M. Z. & Boutiba, Z., 2007** - La moule *Mytilus galloprovincialis*: Bioindicatrice de pollution marine : cas du port d'Oran. *Sciences & Technologie C – N°25*, Juin (2007), pp.59-64.
- Taleb, M. Z., Mega, N., Bouragba-Benazza, M., Boutiba, Z. & Senouci, M., 2006** - Use of ESA satellite imagery and in situ data for water quality bio-monitoring in the Algerian western coastal zone, *ESA Tiger Workshop*, 20-21 November 2006, Cape-Town, South Africa.
- Taleb, M.Z. & Boutiba, Z., 1996** - la santé de la Méditerranée et du littoral Ouest Algérien. *3ème colloque national de l'association pour la recherche sur le climat de l'environnement (ARCE)*, "l'environnement côtier" 16 et 17 Déc. 1996, Complexe les Andalouses, Oran: 9p.
- Taleb, M.Z. & Boutiba, Z., 1999** - The Organochlorine compounds: Threat to Cetaceans of the Algerien waters. *13th Annual Conference of the European society*, 5-8 April 1999 (Valencia, Spain): 6p.
- Taleb, M.Z., 1997** - Pollution par les organochlorés : cas de la contamination des Cétacés Odontocètes des côtes algériennes. *Thèse de Magister*. Université d'Oran : 192p.
- Tanaka, S., 1960** - Studies on the dynamics and the management of fish populations. *Bull. Tokai. Reg. Fish. Res. Lab.*, **28**: 1-200 (In Japanese)
- Taylor, C.C., 1960** - Temperature, growth and mortality - the Pacific cockle. *J. Cons. CIEM*, **26**: 117-124.
- Tedesco, P., 2000** - Implications des facteurs environnementaux et génétiques sur la croissance du chevaine (*Leuciscus cephalus*, Linné, 1766) dans le Rhône (ed. Laboratoire d'Ecologie des

Hydrosystèmes Fluviaux U. C. B. L. I.), 18p.

**Terbeche, M., 2006** - Tendances de la contamination métallique et bactériologique chez la crevette rouge *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) exploitée dans la baie d'Oran. *Mémoire Magister*. Université d'Oran: 123p.

**Thibaud, Y., 1976** - Niveau de présence des métaux lourds. In : Résidus chimiques et additifs dans lmes aliments et boissons. *Rapp. I.S.T.P.M. Sci. Tech. Et Contrôle*. 10 mai 1976. Nantes (France): 74p.

**Thiboutot, S., Ampleman, G., Marois, A., Gagnon, A., Bouchard, M., Hewitt, A., Jenkins, I.F., Walsh, M.E., Bjella, K., Ramsey, c., & Ranney, I.A., 2004** – Environmental conditions of surface soils, CFB Gaagetown training area: delineation of the presence of munitions related residues (phase III, final report). Defence Research and Development Canada Valcartier, Department of National Defence Canada. TR 2004-205, 59p.

**Thompson, D.R., 1990** - Metal levels in marine vertebrates : p 143-182, Chap. 9, In : Heavy Metal in the Marine Environment. Furness, R. W. Et Rainbow, P. S. (Eds) CRC Press, Boca-Raton.

**Tinthoin, R., 1952** - L'oranais, sa géographie, son histoire, ses centres vitaux. Oran: 55p.

**Tipping, E., 1994** - WHAM - a chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments and soils incorporating a discrete site / electrostatic model of ion binding by humic substances. *Computer Geoscience* 20(6): 973-1023

**Toro, B., Navarro, J.M. & Palma-Fleming, H., 2003** - Relationship between bioenergetics responses and organic pollutants in the giant mussel, *Choromytilus chorus* (Mollusca: Mytilidae). *Aquatic toxicology*, 63: 257-269.

**Tuncer, S. & Yaramaz, O., 1982** - Etude des métaux lourds chez les mollusques dans les différentes zones de la baie d'Izmir (Turquie). 5èmes journées d'étude sur les pollutions. Cannes, C.I.E.S.M.

**Tsimendis, N. & Papaconstantinou, C., 1985** - A preliminary study of the fecundity of the hake (*Merluccius merluccius* L., 1758) in the Greek Seas. *Investigación Pesquera*. 49(1): 55-59.

**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.

**Tuvikene, A., Huuskonen, S., Koponen, K., Ritola, O., Mauer, U., Lindstrom-Seppa, P., 1999** - Oil shale processing as a source of aquatic pollution: monitoring of the biologic effects in caged and feral freshwater fish. *Environmental Health Perspectives*, 107: 745-752.

**Twiss, M.R. & Moffett, J.W., 2002** - Comparison of copper speciation in coastal marine waters measured using analytical voltammetry and diffusion gradient in thin-film techniques. *Environ. Sci. Technol.* 36: 1061-1068.

- U -

**Uchiyama, James H., Robert A. Skillman, Jeffrey D. Sampagna, & Edward E. DeMartini., 1998** - A preliminary assessment of the use of hard parts to age central Pacific swordfish, *Xiphias gladius*. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep. NMFS 142: 261-273.

**UNEP/MAP-Plan Bleu, 2009** - State of the Environment and Development in the Mediterranean, UNEP/MAP-Plan Bleu, Athens, 2009.

**UNEP/MAP-SPA/RAC., 2010** - Fisheries conservation management and vulnerable ecosystems in the Mediterranean open seas, including the deep seas. By de Juan, S. and Leonart, J. Ed. RAC/SPA, Tunis: 113pp.

**Ungaro, N., Vrgoc, N. & Mannini, P., 2001** - The biology and stock assessment of *Merluccius merluccius* (L.) in the Adriatic Sea: an historical review by geographical management units. FAO Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea (Adriamed). Italia. 12p.

**Usero, J., Izquierdo, C., Morillo, J., Gracia, I., 2003** - Heavy metals in fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla anguilla*, *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain. *Environment International*, 29: 949-956.

- 7 -

- Van der Perk, M., 2006** - Soil and Water Contamination, from molecular to catchment scale. Leiden: Taylor and Francis - Balkema, 404 pp.
- Van Veen, M. P., Van Engelen, J. G. M. & Van Raaij, M. T. M., 2001** - Crossing the river stone by stone: Approaches for residential risk assessment for consumers. *Annals of Occupational Hygiene*, **45**(S1): 107-118.
- Van Winkle, W., Shuter, B.J., Holcomb, B.D., Jager, H.I., Tyler, J.A. & Whitaker, S., 1997** - Regulation of energy acquisition and allocation to respiration, growth, and reproduction: simulation model and example using rainbow trout. In: Early Life History and Recruitment in Fish Populations. (Chambers R.C. and E.A. Trippel, eds.) London, UK: Chapman & Hall: 103-137.
- Verneberg, W. B., 1974** - Multiple environmental factor's effects on physiology and behaviour of the fillder crab. *Uca pugilator. Pollution and physiology of marine organisms. Academic press, NewYork*, 381-425.
- Vilela, H., 1960** - Estudos sobre a biologia dos atuns do Algarve. *Bol de pesca*, **69**: 11-34.
- Vink, J. P. M., 2002** - Measurement of heavy metal speciation over redox gradients in natural water-sediment interfaces and implications for uptake by benthic organisms. *Environ. Sci. Technol.*, **36**, 5130-5138.
- Virgilio, M., Baroncini, N., Trombini, C., Abbiati, M., 2003** - Relationships between et a Nereididae) in the Pialassa lagoons (North Adriatic Sea). Oceanologica sediments and tissue contamination and allozymic patterns in Hediste diversicolor (*Polycha Acta*, **26**(1), 85-92.

- 8 -

- Wagner, C., Steffen, R., Koziol, C., Batel, R., Lacorn, M., Steinhart, H., Simat, T. & Müller, W. E .G., 1998** - Apoptosis in marine sponges: a biomarker for environmental stress (cadmium and bacterial). *Marine biology*, **131**: 411-421.
- Walker, C., Hopkin, S., Sibly, R. & Peakall, D., 1996** - Principles of ecotoxicology. Taylor & Francis. Inc., Bristol, PA.
- Wang, W .X. & Fisher, N.S., 1997a** - Modeling the influence of body size on trace element accumulation in the mussel *Mytilus edulis*." *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **161**: 103-115.
- Wang, W.X. & Fisher, N.S., 1998b** - Excretion of trace elements by marine copepods and their bioavailability to diatoms. *Journal of Marine Research*, **56**: 713-729.
- Wang, W.X., Fisher N. S. & Luoma, S.N., 1995** - Assimilation of trace elements ingested by the mussel *Mytilus edulis*: Effects of algal food abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser* **129**: 165-176.
- Webb, 1997** - The metallothioneins. The chemistry, Biochemistry and Biology of cadmium Topics in Environmental Heath. *Elsevier, Amsterdam*: 195-266.
- Weber, D.N., 1993** - Exposure to sublethal levels of waterborne lead alters reproductive behaviour patterns in fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Neurotoxicology* **14**(2- 3): 347-358.
- Weber, T., 2006** - Etude expérimentale et modélisation des modes d'association du fer avec la matière organique naturelle. Université Paris 6. 120p.
- Weis, J.S., Mogue, N. & Weis, P., 1999** - Mercury tolerance, population effects, and population genetics in the mummichog, *Fundulus heteroclitus*. In: *Genetics and Ecotoxicology* (ed. Forbes V. E.), pp. 31-54. Taylor & Francis, Philadelphia.
- West, G., 1990** - Methods of assessing ovarian development in fishes: a review. *Australian Journal of marine and Freshwater Research*, **41**: 199-222.
- Westfall, B.A., 1945** - Coagulation film anoxia in fishes. *Ecology* **36**: 283-287.
- WHO, International Programme on Chemical Safety (IPCS), 1993**, Environmental Health Criteria 155 - Biomarkers and risk assessment: Concepts and principles, Geneva, World Health Organization.
- WHO, 2001** - Evaluation of certain food additives and contaminants. 55th report of the Joint

- FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants. Geneva, Switzerland: WHO.
- Wild, A., 1993** - Soils and the Environment: An Introduction. Cambridge. University Press.
- Williams, W.D., Taaffe, R. G. & Boulton, A. J., 1991** - Longitudinal distribution of macroinvertebrates in two rivers subject to salinization. *Hydrobiologia* **210**: 151-160.
- Wilson, C. A. & Dean, J.M., 1983** - The potential use of sagittae for estimating age of Atlantic swordfish, *Xiphias gladius*, U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Rep. NMFS., 8:151-156.
- Winberg, G. G., 1960** - Rate of metabolism and food requirements of fishes. *Fish. Res. Bd. Can., Trans. Series no 194*: 240p.
- Wingfors, H., Edlund, C., Hagglund, L., Waleij, A., Sjostrom, I., Karlsson, R. M., Leffler, P., Qvarfort, U., Ahlberg, M., Thiboutot, S., Ampleman, G., Martel, R., Duvalois, W., Creemers, A., Van Ham, N., 2006** - Evaluation of the contamination by explosives and metals in soils at the Ålvdalen shooting range. Part II: Results and Discussion. FOI-Swedish Defence Research Agency, NBC Defence, Umeå, Sweden. Report FOI-R-1877-SE, 47p.
- Worm, B., Barbier, E., Beaumont, N., Duffy, J., Folke, C., Halpern, B., Jackson, J., Lotze, H., Micheli, F., Palumbi, S., Sala, E., Selkoe, K., Stachowicz, J. & Watson, R., 2006** - Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, **314**:787-790.
- Wourms, J.P., 1991** - Reproduction and development of *Sebastes* in the context of the evolution of piscine viviparity. *Environmental Biology of Fish*, **30**: 111-126.
- Wright, D.A., 1995** - Trace metal and major ion interactions in aquatic animals. *Mar. Pollut. Bull.* **31**(1-3): 8-18.
- Wright, P. & Mason, C.F., 1999** - Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *The Science of the Total Environment*, **226**(2-3): 139-156.
- Wroblewski, J., 1984** - Formulation of growth and mortality of larval northern anchovy in a turbulent feeding environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **20**: 13-22.
- Wu, Q., Magnus, J. H. & Hentz, J. G. 2009** - Urinary cadmium, osteopenia, and osteoporosis in the US population. *Osteoporos Int.*-
- Z -
- Zairi, M. & Rouis, M. J., 1999** - Impacts environnementaux du stockage du phosphogypse à Sfax (Tunisie). *Bull. Lab. Ponts Chaussées*. **219**: 29– 40.
- Zaranko, D. T., Griffiths, R. W. & Kaushik, K., 1997** - Biomagnification of polychlorinated biphenyls through a riverine food web. *Environ. Toxicol. Chem*, **16**(7): 1463-1471.
- Zenetos, A., Vassilopoulou, V., Salomidi, M. & Poursanidis, D. 2007** - Additions to the marine alien fauna of Greek waters (2007 update).
- Zhang, L. & Wang, W. X., 2007** - Waterborne cadmium and zinc uptake in a euryhaline teleost *Acanthopagrus schlegeli* acclimated to different salinities. *Aquatic Toxicology*, **84**(2): 173-181.
- Zirino, A. & Yamamoto, S., 1972** - A pH-dependent model for the chemical speciation of copper, zinc, cadmium, and lead in seawater. *Limnol. Oceanogr.* **17**: 661-671.
- Zoubi, A., 2001** - Biologie de reproduction des principales espèces démersales de la Méditerranée marocaine [Reproductive biology of the major demersal resources in the Moroccan Mediterranean]. *Rapp. Proc.verb. Réunion. CIESM*, **36**: 340.
- Zupanovic, S. & Jardas, I., 1986** - A contribution to the study of biology and population dynamics of the Adriatic hake, *Merluccius merluccius* (L). *Acta Adriat.*, **27**(1-2) : 97-146.

---

---

## **Annexes**

---

---

---

---

## Annexe 1

### Activités Scientifiques

---

---

**Belhoucine, F., Bouderbala, M., Francour, P., Flower, R & Boutiba, Z., 2012** - Hermaphroditism case observed on the hake (*Merluccius merluccius* Linné, 1758) fished in Oran bay (south west Mediterranean sea). *J. Sci. Halieut. Aquat.*, **5**:171-176.

**Belhoucine, F., Bouderbala, M., & Boutiba, Z., 2009** - Cas d'hermaphroditisme observé chez le merlu (*Merluccius merluccius*, L., 1758) pêché dans la baie d'Oran (Méditerranée Sud Occidentale). *European Journal of Scientific Research*, **35**(1): 6-13.

**Belhoucine, F., Bouderbala, M. & Boutiba, Z., 2008** - Evaluation de la contamination métallique du merlu (*Merluccius merluccius* L., 1758) de la baie d'Oran. *Actes des Dixièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer et de la Première Rencontre Tuniso-Française d'Ichtyologie*: (13) (Sousse Tunisie (20-23 décembre 2008)).

**Short note****Hermaphroditism case observed on the hake (*Merluccius merluccius* Linné, 1758) fished in Oran bay (south west Mediterranean sea)**Fatma BELHOUCINE <sup>1,\*</sup>, Mohamed BOUDERBALA <sup>1</sup>, Roger FLOWER <sup>2</sup>, Patrice FRANCOUR <sup>3</sup> & Zitouni BOUTIBA <sup>1</sup><sup>1</sup>Environmental Supervision Network, Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université d'Oran Es Sénia, Algérie<sup>2</sup>UCL Department of Geography, University College London, Pearson Building, Gower Street, London, WC1E 6BT, United Kingdom<sup>3</sup>Nice University Université de Nice-Sophia Antipolis, Faculté des Sciences, EA ECOMERS Laboratoire Ecosystèmes Cotiers Marin et Réponses au Stress, Parc Valrose, avenue Valrose, 06108 Nice Cedex 2, France

\* Corresponding author: Tél.: (+213) 41-58-19-31; Télécopie (+213) 41-51-30-48. Courriel: [belhoucine\\_fatma@yahoo.fr](mailto:belhoucine_fatma@yahoo.fr) (F. BELHOUCINE)

Reçu le 23/04/2012; accepté le 20/08/2012; publié en ligne le 24/08/2012  
Oceanraise © MS 39161111

**Abstract**

Macroscopic observation on the gonads of 831 *Merluccius merluccius* sampled in the Bay of Oran (Algeria) reported an exceptional case of hermaphroditism. The gonad complex presented two testes and two contiguous ovaries in a mature state. This unusual observation confirms that *M. merluccius* can develop synchronous functional hermaphroditism.

**Key words:** European Hake; *Merluccius merluccius*; Synchronous functional; hermaphroditism; Oran Bay; Algeria.

**Résumé**

L'observation macroscopique de 831 gonades de *Merluccius merluccius*, échantillonnées dans la baie d'Oran (Algérie), a signalé un cas exceptionnel d'hermaphroditisme. Le complexe des gonades a présenté deux testicules et des ovaires contigus dans un état de maturité. Cette observation inhabituelle confirme que le merlu européen peut développer un hermaphroditisme fonctionnel synchrone.

**Mots clefs:** Merlu européen; *Merluccius merluccius*; Hermaphroditisme fonctionnel synchrone; Baie d'Oran; Algérie.

**Titre:** Cas d'hermaphroditisme observé chez le merlu européen (*Merluccius merluccius* (Linné, 1758) pêché dans la baie d'Oran (sud-ouest méditerranéen).

**1. Introduction**

The large diversity and complexities of reproductive strategies in fish are of particular interest in studies of development and of anatomo-physiological mechanisms of the reproductive organs. Indeed, all aspects of reproductive function from gonochorism to hermaphroditism, from internal to external fertilization, from the oviparity to viviparity, and from incubation without parental care to nesting are displayed (Wourms, 1991; Mellinger, 2002). In gonochoric or unisexual fish, a divergence appears early in the development of the first gonadic form which goes on to evolve into either a testis or ovary according to the male or female distinction of the individual. Genotypical sex is usual and allows for the emergence of either of the two sexes from the differentiating gonad (Okada, 1952; Gallien, 1973). This gonochorism is the general rule in teleosts. However, during their development, the majority of fish pass through a transitional stage of intersexuality where they are described as hermaphrodites (Smith, 1967; Alan *et al.*, 1970). This mode of reproduction fits with the production of two types of sexual cells, male and female, either in one or in two distinct gonads but belonging to the same species that gives rise to a complex gonad structure named the ovotestis (Okada, 1952; Gallien, 1973). If this condition persists to maturity, hermaphroditism can be functionally simultaneous (or synchronous) in the same species producing both categories of male and female gametes (Harrington, 1975). If

hermaphroditism is functionally successive, individuals successively pass through two sexual states: protogynic and protandric (Gallien, 1973). In the first condition, the hermaphrodite species, in its juvenile phase, possesses a functionally female developing ovary. This sexual structure then gradually regresses in time and the gonad becomes a testis leading to an individual that is functionally male. The order of this process is reversed in the case of protandric hermaphroditism. However, an unbalanced or 'rudimentary' situation can exist in which an intermediate condition can exist so that an individual can be a typical male or female despite the individual belonging to the hermaphroditic species (Reinboth, 1965). Usually the sexual condition of these hermaphroditic fish can be distinguished during reproduction periods following the determination of emission of sexual products. However, cases of dimorphism of the apparent secondary sexual characteristics are rare (Gallien, 1973). In most cases, the gonads cannot be distinguished macroscopically as either ovaries or testes.

As cited by (Belhoucine *et al.*, 2009), the case of hermaphroditism observed in *M. merluccius* from Algerian waters was reported in this work we had extended this work by adding additional information and literature on this subject to more thoroughly assess the process of differentiation of the gonads, leading to confirmation that this species may be instances of simultaneous functional hermaphroditism.

## 2. Material and Methods

The data used in this study came from commercial fishing carried out at depths ranging from 50 to 400 meters in the Bay of Oran (Algeria; 35°44' N 0°38'W) (Fig. 1). From 2006 to 2007 sampling at a rate of one sample per month was carried out. A total of 831 individuals were sampled, including 391 males (13.6 cm to 48.5 cm total length, 'TL'), 265 females (17 cm to 57 cm TL) and 175 individuals unclassifiable macroscopically. For each specimen, after measurement of the total length and sex determination, macroscopic observation of gonads was made to identify the stage of sexual development. After dissection, the gonads were extracted and subjected to visual inspection of their general appearance. A binocular microscope was also used for rapid identification of the different macroscopic structures. On the basis of the gonad maturity, it is possible to distinguish mature from immature specimens, taking into account the colour, weight of sexual organs, the importance of vascularisation, transparency and consistency of the surface and the total length of the fish.

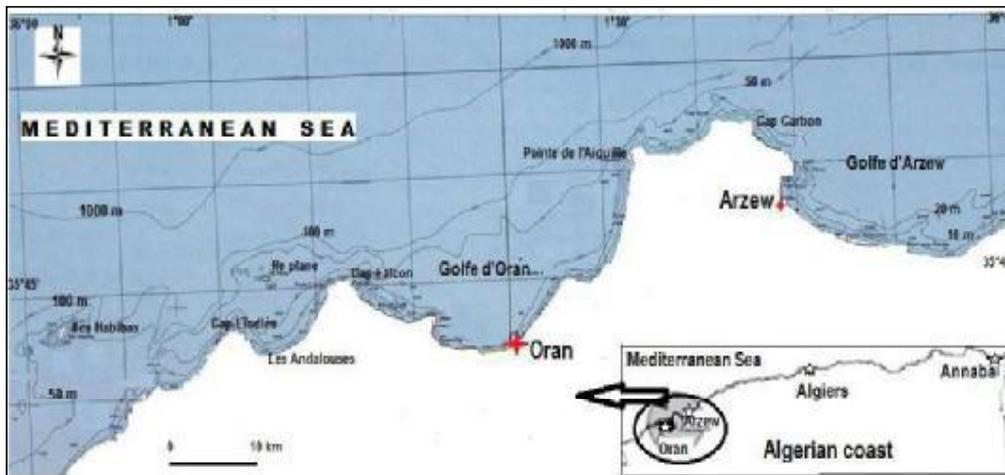
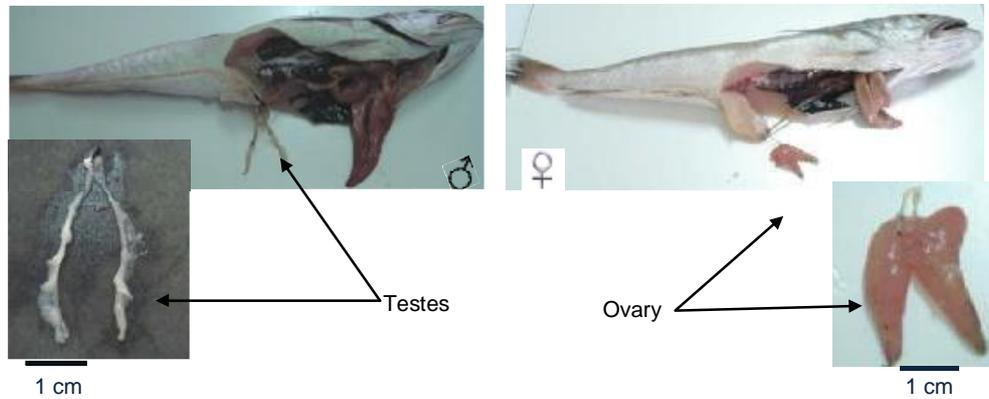


Figure 1. Geographic location of the study area (Gulf of Oran) limited by the isobaths 100m.

## 3. Results

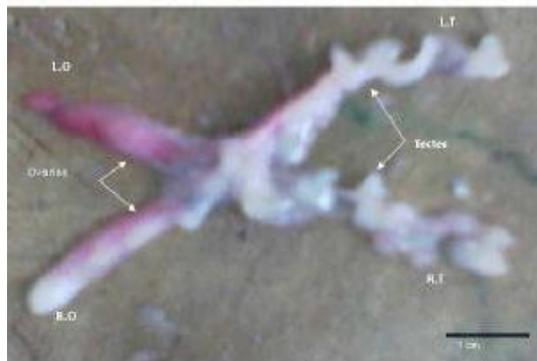
The genital glands of *M. merluccius* are distinct and prolonged at the base by two genital canals that join up to finish in the uro-genital papilla. Their morphological aspect and histological structure change during sexual maturation following the classical process observed for teleosts fish. Also, the ovaries and testes can reach a large size at the reproduction period where they occupy, together with the liver, almost the entire abdominal cavity. In the immature state, the paired testes have a filiform appearance, have scalloped edges, are slightly opaque in colour and show no apparent vascularisation. As they progressively mature, they become increasingly larger, with a whitish colour with a thin vascularisation and are comparatively longer than the ovaries. The paired ovaries are also filiform and elongated, lying at each side of the intestine and extending back beyond the anus. In the immature state, they are transparent or pinkish (Fig. 2). When mature, they

become massive and occupy the entire abdominal cavity and assume a cylindrical shape with a reddish orange colour. At maturity, the oocytes are visible through the ovary surface which is smooth at the beginning of oocyte maturation, becoming progressively rougher with strong vascularisation.



**Figure 2.** Sexual dimorphism in the hake: The testes are paired with a filiform appearance (left); the ovaries are paired and elongated (according to Belhoucine et al., (2009)).

Among the 831 hake sampled in the Bay of Oran, a single mature specimen (28.5 cm TL, 150 g wet weight) showed a curious example of hermaphroditism (Fig. 3; Belhoucine et al., (2009)): a complex reproductive system with a distinct X shape occupied almost the entire abdominal cavity and extended beyond the anal orifice. A thorough examination of the organs showed that the complex gonadic body was separated into two parts (Fig. 3; Belhoucine et al., (2009)). The male sexual part of these ovotestes comprised a pair of mature testes well differentiated, whitish in colour and well formed with extensive vascularisation. Simply pushing the testicular surface generated a flow of spermal liquid. The ovarian part appeared slightly less voluminous than the testicular part and was represented by a pair of ovaries, pink and ovoid in form with a soft in texture and a large vascular network which indicated maturity of the sexual gland. Macroscopically, the male sexual glands were joined at their base to the two well differentiated ovaries (Fig. 3; Belhoucine et al., (2009)). All our macroscopic observations indicated that the two glands were in a very advanced state of maturity, because of the presence, in sufficient quantities, of ova and spermatozoa at the time of observation.



**Figure 3.** Macroscopic overview of the hake hermaphrodite ovotestis (a 'double gland'). (RO: right ovary; LO: left ovary; RT: right testis; LT: left testis) (according to Belhoucine et al., (2009)).

#### 4. Discussion and conclusion

*Merluccius merluccius* shows normally a pronounced sexual dimorphism and then is a gonochoric species. Most of the analysis and descriptions of the ovarian cycle of *M. merluccius* did not report cases of hermaphroditism: Sarano (1986), Murua & Motos (2006) and Dominguez et al. (2008 a, b) in the Bay of Biscay, North Atlantic and the eastern central Atlantic, respectively Maurin (1954) and El habouz (2011) in Moroccan Atlantic waters, Bouaziz et al. (1988 a, b, c and 2001) in the central Algerian waters, Abid (2006), Semcha (2007) and Rouane (2007) on the West coast of Algeria and Recasens et al. (2008) in the western Mediterranean.

In the Bay of Oran, among the 831 hakes sampled a single mature specimen was hermaphrodite, with a gonad complex in an usual position for this species. A detailed macroscopic examination of the reproductive apparatus confirmed the occurrence of two spatially distinct areas testicular and ovular coexisting in the same complex gonad. This record confirms the observations of other authors (Johnstone, 1907; Belloc, 1929; Ciechomski & Christiansen, 1968) who reported rare cases of hermaphroditism in this species. Hermaphroditism was reported for the first time by Johnston in 1907 in the North Atlantic. Then, Belloc (1929), recalling these cases, suggested that this phenomenon was likely to be teratological in nature and stated that functional hermaphroditism also exists in the hake. He described both cases of hermaphroditism from North Atlantic sampled populations. The hake specimens showing a tetatological hermaphroditism are small and their growth is slow. Genital glands atrophy is apparent with simultaneous presence of a right ovary and one testicle left, well differentiated and coalescing in their posterior part. A reversed disposition of these two glands was observed only once. The lateral presence of a single sexual gland (ovary or testis) with a predominance of one over another. In this case, the testicle permanently occupies the front part of the doubled glands. In another case, the sexual glands were transformed, on both sides, into a real ovaries and testes mosaic. For the whole observations, marked atrophy indicating the sexual glands showing a likely lack of reproductive function, so that individuals are sterile. The hake specimens showing a functional hermaphroditism have mature and functional ovaries and testes and two specimens were described as examples (Belloc, 1929): firstly a 90 cm LT hake with simple glands (a larger left ovary with a narrower and longer right testis) both in a very advanced state of maturation, the gametes escaping after low pressure confirming their normal function was occurring simultaneously in the same individual. The author even writes about "the possibility of self-fertilization in the hake. Secondly, a 70 cm LT hake with a double gland, a back ovary and a front testis, and despite their intimate entanglement, the two had their own oviducts and spermiducts and both organs operated independently. However, the author was unclear about whether these genital glands were functioning normally. In 1968, Christiansen & Ciechomski described a casual hermaphroditism case in *M. merluccius hubbsi*, in Atlantic waters off Argentina. Here, the testes and ovary ovotestis structures were described as separated from each other. However, between the two reproductive structures a transition zone could be distinguished. The male and female elements had matured more or less equally and appeared to be at the same stage of development as for normal gonads in the season of sampling.

The case reported in this paper do not belong to either the protogynous or the protandric hermaphroditism group but corresponds to a synchronous functional hermaphroditism in which the same species simultaneously produces two types of male and female gametes (Hastings & Petersen, 1986; Harington, 1975). As noted by Clark (1959) and Reinboth (1965), it is likely that self-fertilization exists in fish species and it is noted by these authors that the coupling is achieved by cross self-fertilization among the many bisexual fish. The hake may be included in this group of self fertile fish. However, it is currently unclear if this fish was self fertile.

Alados *et al.* (1993) attributes developmental abnormalities in the Pacific hake to environmental stress in El Nino years. Further, we cannot rule out the possibility that the effects of a widespread low-level pollutant are not causing this condition in the Mediterranean hake population. Tests for the presence of persistent organic pollutants (PCBs and DDT) in the tissues of affected hake should be carried out. Clearly, a greater number of examinations of caught specimens are needed to check the frequency of the condition and establish if it is becoming more common.

### Acknowledgements

We wish to thank all the fishermen and the staff of the Fishery Resources Direction of the Wilaya of Oran for their kindly contribution.

### References

- ABID, K.S., 2006. Contribution à l'étude des Helminthes chez le merlu *Merluccius merluccius* (L. 1758) de la côte d'Oran. Mémoire de Magister, Université d'Oran, (Algérie), 132p.
- ALADOS, C.L., ESCÓS, J.M., & EMLÉN, J.M., 1993. Developmental instability as an indicator of environmental stress in the Pacific hake (*Merluccius productus*). *Fishery Bulletin*, 91, 587-593.
- BELHOUCINE, F., BOUDERBALA, M., & BOUTIBA, Z., 2009. Cas d'hermaphrodisme observé chez le merlu (*Merluccius merluccius*, L 1758) pêché dans la baie d'Oran (Méditerranée Sud Occidentale). *European Journal of Scientific Research*, 35(1), 6-13.
- BELLOC, G., 1929. Poissons de chalut. Etude monographique du merlu (*Merluccius merluccius*). *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 2, 154-288.

- BOUAZIZ, A., SEMROUD, R., DJABALI, F., & MAURIN, C., 1998a. Estimation de la croissance du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) de la région centre de la côte algérienne par analyse des fréquences de tailles. *Cahiers Options Méditerranéennes*, 35, 35-41.
- BOUAZIZ, A., SEMROUD, R., DJABALI, F., & MAURIN, C., 1998b. Reproduction du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) dans la région de Bou-Ismaïl. *Cahiers Options Méditerranéennes*, 35, 109-117.
- BOUAZIZ, A., DJABALI, F., & MAURIN, C., 1998c. Le merlu des côtes algériennes : Identification et répartition. *Cahiers Options Méditerranéennes*, 35, 139-146.
- BOUAZIZ, A., BENNOUI, A., & BRAHMI, B., 2001. Sur l'estimation de l'état d'exploitation du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) de la région centre de la côte algérienne. Rapport de la Commission Internationale de la Mer Méditerranée, 36, 243-243.
- CLARK, E., 1959. Functional hermaphroditism and self-fertilization in a Serranid fish. *Science*, 129, 215-216.
- CIECHOMSKI, J.D De, & CHRISTIANSEN, H.E., 1968. Un caso de hermafroditismo en la merluza *Merluccius merluccius hubbsi* (Pisces, Merlucciidae). *Physis*, 27(75), 423-428.
- DOMINGUEZ, P.R., ALONSO-FERNANDEZ, A., & SABORIDO-REY, F., 2008a. Reproductive strategy and oocyte recruitment process of European hake (*Merluccius merluccius*) in Galician shelf waters. *Cybium*, 32(2), 317-318.
- DOMÍNGUEZ, P.R., KORTA, M., SABORIDO-REY, F., MURUA, H., SAINZA, M., & PIÑEIRO C., 2008b. Changes in size at maturity of European hake Atlantic populations in relation with stock structure and environmental regimes. *Journal of Marine Systems*, 71, 260-278.
- GALLIEN, L., 1973. Différenciation et organogénèse sexuelle des métazoaires. Masson et Cie Éditeurs, Paris, 250p.
- EL HABOUZ, H., RECASENS, L., KIFANI, S., MOUKRIM, A., BOUHAIMI, A., & EL AYOUBI, S., 2011. Maturity and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) in the eastern central Atlantic. *Scientia Marina*, 75(3), 447-454.
- HARRINGTON, R.W., 1975. Sex determination and differentiation among the uniparental homozygotes of the hermaphroditic fish *Rivulus marmoratus* (Cyprinodontidae). *Springer Verlag*; Berlin, pp. 249-262.
- HASTINGS, P.A., & Petersen, C.W., 1986. A novel sexual pattern in serranid fishes: simultaneous hermaphrodites and secondary males in *Serranus fasciatus*. *Environmental Biology of Fishes*, 15, 59-68.
- JOHNSTONE, J., 1907. Ichthyological notes. (1) An hermaphrodite hake. (2) Gurnard with malformed lower jaw. *Ibid.* Lancashire sea-fisheries laboratory XVI, 21, 309-315.
- MAURIN, C., 1954. Les merlus du Maroc et leur pêche. *Bulletin de l'Institut des Pêches Maritimes du Maroc*, Casablanca, 2, 7-65.
- MELLINGER, J., 2002. Sexualité et reproduction des Poissons. CNRS edition, Paris, 349p.
- MILLIKAN, A.E., & PATTIE, B.H., 1970. Hermaphroditism in a Pacific hake, *Merluccius productus*, from Puget Sound, Washington. *Journal of the Fisheries Research Board Canadian*, 27(2), 409-410.
- MURUA, H., & MOTOS, L., 2006. Reproductive strategy and spawning activity of the European hake, *Merluccius merluccius* (L.), in the Bay of Biscay. *Journal of Fish Biology*, 69, 1288-1303.
- OKADA, Y., 1952. Studies on the sex and sex separation in a fish *Sparus longispinis*. (in Japanese) *Papers from Coordination and Communication Research Genetics*, 3, 147-150.
- RECASENS, L., CHIERICONI, V., & BELCARI, P., 2008. Spawning pattern and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 72(4), 721-732.
- REINBOTH, R., 1965. Sex reversal in the black sea bass *Centropristes striatus*. *Anatomical Record*, 151, 403-403.
- ROUANE, H.O., 2007. Biosurveillance de la pollution marine au niveau de la côte occidentale algérienne par l'étude de la contamination du merlu méditerranéen (*Merluccius merluccius* L., 1758) par les polluants organochlorés (HCB, DDT, DDE, Lindane). Mémoire de Magister, Université d'Oran, (Algérie), 182p.

- SARANO, F., 1986. Cycle ovarien du merlu, *Merluccius merluccius* L., 1758, poisson à ponte fractionnée. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 48, 58-76.
- SEMCHA, Z., 2007. Etude expérimentale de la biologie de la reproduction du merlu (*Merluccius merluccius*, L 1758) femelle dans le milieu naturel : Dynamique des lipides et des protéines en fonction du stade de développement ovocytaire. *Mémoire de Magister*, Université d'Oran, (Algérie), 132p.
- SMITH, C.L., 1967. Contribution to theory of hermaphroditism. *Journal of Theoretical Biology*, 17, 76-90.
- WOURMS, J.P., 1991. Reproduction and development of *Sebastes* in the context of the evolution of piscine viviparity. *Environmental Biology of Fish*, 30, 111-126.

## **Cas D'hermaphrodisme Observé Chez Le Merlu (*Merluccius Merluccius*, L 1758) Pêché Dans La Baie d'Oran (Méditerranée Sud Occidentale)**

**Belhoucine F**

*Réseau de Surveillance Environnementale, Dpt de Biologie  
Faculté des Sciences, Université d'Oran Es Sénia; Algérie*

**Bouderbala M**

*Réseau de Surveillance Environnementale, Dpt de Biologie  
Faculté des Sciences, Université d'Oran Es Sénia; Algérie*

**Boutiba Z**

*Réseau de Surveillance Environnementale, Dpt de Biologie  
Faculté des Sciences, Université d'Oran Es Sénia; Algérie*

### **Résumé**

Les observations macroscopiques, à différentes périodes de l'année, des gonades de *Merluccius merluccius*, de la famille des Merlucciidae, espèce présentant un dimorphisme sexuel à l'âge adulte, mettent en évidence un cas exceptionnel d'hermaphrodisme observé chez un spécimen adulte parmi 831 individus examinés.

L'étude morphologique de l'appareil reproducteur de ce spécimen a permis de discerner un complexe gonadique dans la cavité abdominale à l'emplacement exact des appareils sexuels chez le merlu. Cette structure complexe est formée par deux testicules et deux ovaires accolés, mais bien visibles et à l'état mature. Le merlu en question présente un état bisexué caractérisé par la présence d'un ovotestis à parité égale mâle et femelle, et en pleine fonction reproductive.

L'état sexuel de cet individu a permis de confirmer que l'espèce *Merluccius merluccius* peut présenter des cas d'hermaphrodisme fonctionnel synchrone.

**Mots-clés:** *Merluccius merluccius*, hermaphrodisme fonctionnel synchrone, ovotestis, baie d'Oran, Algérie.

### **Abstract**

The macroscopic observations, at different periods of the year, of the gonads of *Merluccius merluccius*, family Merlucciidae, with a sexual dimorphism in the adult age, showed an exceptional case of hermaphroditism observed in an adult specimen among 831 individuals examined.

The morphological study of the reproductive system of this specimen has showed the existence of gonadal complex in the abdominal cavity in the exact location as it is in hake. This complex structure included two visible and mature testicles and ovaries joined

together. Hake in question, presents a bisexual state characterized by the presence of an ovotestis in full reproductive function.

The sexual state of this individual confirms that the species *Merluccius merluccius* presents some cases of Synchronous functional hermaphroditism.

**Keywords:** *Merluccius merluccius*, Synchronous functional hermaphroditism, ovotestis, Bay of Oran, Algeria.

## Introduction

La grande diversité et la richesse des stratégies de reproduction chez les poissons donnent un intérêt particulier à la question relative au développement et mécanismes anatomo-physiologiques de leur organe reproducteur. En effet, chez ce groupe zoologique, on observe tous les aspects de la fonction reproductrice depuis le gonochorisme à l'hermaphroditisme, de la fécondation interne à la fécondation externe, de l'oviparité à la viviparité, de l'incubation sans protection parentale à la nidification (Wourms, 1991; Mellinger, 2002).

Chez les Poissons gonochoriques ou unisexués, très tôt apparaît une divergence dans le développement de l'ébauche gonadique qui va évoluer soit en testicule ou en ovaire pour donner un individu mâle ou femelle. Le sexe génotypique s'impose, permettant ainsi l'apparition des deux sexes séparément à partir de la gonade qui se différencie directement (Okada, 1952; Gallien, 1973).

Rappelons que ce gonochorisme est la règle générale chez les téléostéens. Cependant, lors de leur développement, la majorité de poissons passent par une phase transitoire d'intersexualité et sont qualifiés d'hermaphrodites (Smith, 1967). Ce mode de reproduction correspond à la production des deux types de cellules sexuelles mâle et femelle, soit dans une gonade, soit dans deux gonades distinctes mais appartenant au même individu donnant naissance à un complexe gonadique nommé Ovotestis (Okada, 1952 ; Gallien, 1973).

Cet hermaphroditisme peut être fonctionnel simultané (ou synchrone) chez un même individu produisant en même temps les deux catégories de gamètes mâles et femelles (Harrington, 1975).

L'hermaphroditisme peut être fonctionnel successif. Dans cette situation, les deux états sexuels se succèdent distinctement dans le temps pour le même individu, donnant lieu à deux types d'hermaphrodite successif : protogynique et protandrique (Gallien, 1973). Dans le premier état, l'individu hermaphrodite dans sa phase juvénile est fonctionnellement femelle en développant un ovaire ; puis cette structure sexuelle régresse progressivement dans le temps, pendant que la gonade devient un testicule donnant lieu à un individu fonctionnellement mâle. L'ordre de ce processus est inversé dans le cas d'hermaphroditisme protandrique où l'organisme est d'abord mâle pour devenir femelle (D'Anconna, 1956 a et b). Il existe cependant un hermaphroditisme non équilibré dit rudimentaire, conduisant à l'existence d'emblée d'individus mâles ou femelles purs, malgré leur appartenance à des espèces hermaphrodites (Reinboth, 1965).

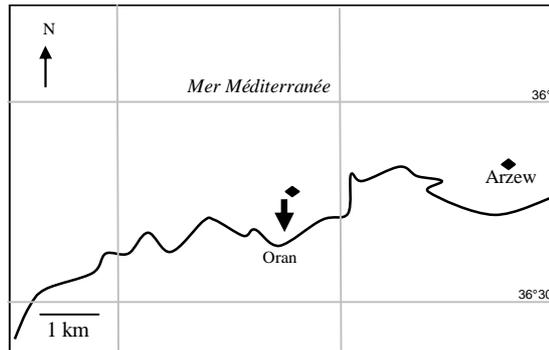
Généralement les sexes peuvent être distingués chez ces poissons hermaphrodites en périodes de reproduction suivant la détermination d'émission de produits sexuels (d'œufs ou de laitances) ; rare en revanche sont les cas de dimorphisme portant sur des caractères sexuels secondaires apparents (Gallien, 1973). Le plus souvent les gonades ne peuvent être distinguées macroscopiquement en ovaires et testicules.

## Matériels et méthodes

Les données utilisées proviennent de la pêche commerciale réalisée sur des fonds allant de 50 à 400 mètres de profondeur dans la baie d'Oran (Fig. 1). De 2006 à 2007, à raison d'un prélèvement par mois, 831 individus de *M. merluccius*, dont 391 mâles, 265 femelles et 175 individus non identifiés

macroscopiquement, ont été récoltés et traités le jour même. Pour chaque spécimen, après mensuration de la longueur totale et la détermination du sexe, l'observation macroscopique des gonades permet définir le stade d'évolution sexuelle.

**Figure 1:** Position géographique de la baie d'Oran Zone d'échantillonnage (▼)

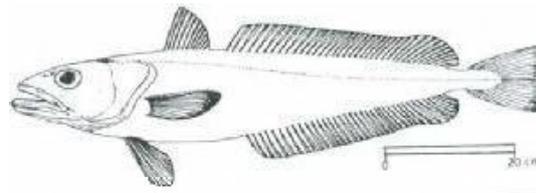


Après dissection, les gonades sont extraites et font l'objet d'une observation de leur aspect général à l'oeil nu et au moyen d'une loupe binoculaire pour une identification rapide des différentes structures macroscopiques; Nous nous sommes donc référés à la morphologie des gonades, leurs colorations, leur volume, la densité vasculaire, et le degré de transparence de leurs parois.

## Résultats

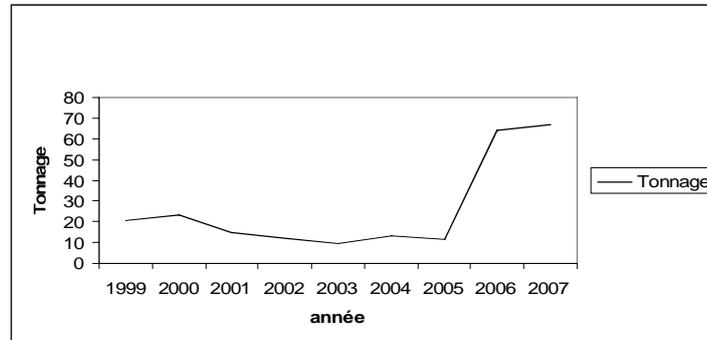
Le merlu est une espèce démersale à bathypélagique (Fig. 2), qui fréquente les profondeurs de 50 à 1000 m. L'aire de répartition de cette espèce s'étend sur la côte atlantique Nord jusqu'aux îles britanniques et englobe aussi l'ensemble du bassin méditerranéen et la mer Noire (Lloris et Matallanas, 2003).

**Figure 2:** Merlu *Merluccius merluccius* L., 1758



Dans les eaux littorales ouest algériennes, le merlu fait l'objet d'une pêche active avec des débarquements atteignant une moyenne de 15.56 % (1999-2007) (Fig.3).

**Figure 3:** Evolution des débarquements de merlu (T/an) au port d'Oran (1999 – 2007)



La taille des mâles fluctue entre 13.6 cm à 48.5 cm; celle des femelles varie de 17 cm à 57 cm. Les glandes génitales de *M merluccius* sont distinctes et prolongées à leur base par deux conduits génitaux qui se rejoignent pour finir dans la papille uro-génitale. Leur aspect morphologique et leur structure histologique changent au cours de l'évolution de la maturation sexuelle selon le schéma classique observé chez les Poissons téléostéens. Aussi, les testicules comme les ovaires peuvent atteindre une grande taille à l'époque de la ponte où ils occupent, avec le foie, la quasi totalité de la cavité abdominale (Bouaziz, 1992).

Sur la base de la maturité des gonades, il est possible de distinguer les spécimens immatures des matures en tenant compte de la coloration, poids des glandes sexuelles, l'importance de la vascularisation, la transparence et la consistance de la paroi, ainsi que la longueur totale du poisson.

A l'état immature, les testicules sont pairs avec un aspect de cordons filiformes, à bord festonnés légèrement opaques, sans vascularisation apparente. Au fur et à mesure de leur maturation, ils deviennent de plus en plus volumineux, avec une coloration blanchâtre présentant une fine vascularisation et sont comparativement plus longs que les ovaires.

Les ovaires pairs également filiformes et allongées, s'étendent de chaque côté de l'intestin et sont prolongées en arrière au delà de l'anus. A l'état immature, ils sont transparents ou de coloration rosâtre. A la fin de leur maturation, ils deviennent massifs et occupant toute la cavité abdominale, avec une forme cylindrique, et de couleur orangée à rougeâtre. A maturité, les ovocytes sont visibles à travers la paroi ovarienne lisse au début pour devenir rugueuse avec une forte vascularisation.

Faisant exception dans notre échantillonnage, un seul spécimen de merlu présentait une structure glandulaire très particulière, car totalement différente des cas normaux observés! Cette structure complexe était présente exactement à l'emplacement des gonades chez cet individu.

C'est ce cas exceptionnel qui fera l'objet de cet article.

Ordinairement, ce téléostéen à dimorphisme sexuel prononcé (la femelle adulte étant plus grande que le mâle) est une espèce gonochorique. Cependant, des cas rares d'hermaphrodismes ont été observés chez ce poisson.

Ces cas ont été signalés, pour la première fois, par Johnstone en 1907 en Atlantique Nord. Ensuite, Belloc (1929), en rappelant ces cas, confirme que ce phénomène est de nature tératologique et que l'hermaphrodisme fonctionnel existe chez le merlu tout en décrivant deux cas en Atlantique Nord :

**Cas d'hermaphrodisme tératologique:** les merlus sont petits et leur croissance est lente. L'atrophie des glandes génitales est apparente avec :

Présence simultanément d'un ovaire droit et d'un testicule gauche, bien différenciés et coalescents dans leur partie postérieure. Une disposition inversée de ces deux glandes a été observée une seule fois.

Présence latérale d'une glande sexuelle unique (testicule ou ovaire) avec prédominance de l'un sur l'autre. Dans ce cas, le testicule occupe de façon permanente la partie antérieure de la glande double.

Dans d'autres cas, les glandes sexuelles se transforment, de part et d'autres, en une véritable mosaïque ovarienne et testiculaire. Pour l'ensemble de ces observations, une atrophie caractérise les glandes sexuelles indiquant, vraisemblablement, une absence de fonctionnalité reproductive, et de ce fait, l'individu est stérile.

**Cas d'hermaphrodisme fonctionnel:** (ovaires et testicules mûrs et fonctionnels) : il est attesté par deux observations :

Un merlu de 90 cm avec des glandes simples (ovaire gauche plus gros, un testicule droit plus étroit et plus long) en état de maturation très avancée : les gamètes s'en échappent à faible pression confirmant leur fonction normale de façon simultanée chez le même individu à tel point que l'auteur parle de «possibilité d'autofécondation chez le merlu».

Un merlu de 70 cm avec une glande double : un ovaire postérieurement et un testicule antérieurement ; et malgré leur intime intrication, les deux glandes possédaient leurs propres oviductes et spermiductes et fonctionnaient de façon indépendante les uns des autres. Cependant, l'auteur n'était pas clair sur l'explication donnée par le fonctionnement normal de ces deux glandes génitales.

**Cas d'hermaphrodisme occasionnel:** En 1968, Ciechowski et Christiansen décrivent un cas d'hermaphrodisme occasionnel chez *Merluccius merluccius*, *hubbsi*, dans les eaux atlantiques d'Argentine. Les structures testiculaires et ovariennes des ovotestis étudiés ont été séparées l'une de l'autre. Entre ses deux structures reproductrices, la zone de la transition a pu être distinguée. Les éléments mâles et femelles mûrissaient plus ou moins de façon égale et semblent être à la même étape de développement que les gonades normales dans la saison.

En Atlantique Nord et plus précisément dans le golfe de Gascogne, Sarano (1986) a analysé et décrit le cycle ovarien du merlu (*M. merluccius*) et ne signale aucun cas d'hermaphrodisme chez cette espèce. De son côté, Murua (2006) ne relate pas de cas d'hermaphrodisme chez les merlus pêchés dans la baie de Biscaye.

Dans les eaux marocaines atlantiques, Maurin (1954) parle de l'inexistence de ce phénomène de la reproduction chez le merlu.

Ce constat est même confirmé par les travaux de Bouaziz (1992) et Bouaziz et al (1988 a, b, c et 2001) sur un échantillonnage de 533 merlus pêchés dans les eaux algériennes.

Sur la côte occidentale algérienne, ce téléostéen a également fait l'objet de travaux sur la parasitofaune (Abid, 2006), la biologie de la reproduction (Semcha, 2007) et la contamination par les polluants organochlorés (Rouane, 2007). Ces trois auteurs n'ont pas signalés de cas d'hermaphrodisme sur les 366 merlus examinés.

Pour notre part, une découverte fortuite a été réalisée, lors de l'échantillonnage de **831** merlus pêchés dans la baie d'Oran. Il s'agit d'un spécimen long de 28,5 cm, pesant 150,8 g, et chez lequel, la dissection a permis de dévoiler effectivement ce cas d'hermaphrodisme de plus curieux (Fig.4), totalement différent des observations décrites précédemment par Belloc (1929) et Ciechowski, & Christiansen (1969).

Le merlu présente dans la presque totalité de la cavité abdominale, et s'étendant au delà de l'orifice anal, un appareil reproducteur complexe et de forme globalement en **X** (aspect général d'un chromosome) (Fig.5). Un examen approfondi des organes en place permet de reconnaître des organes sexuels dédoublés et qui se présentent de la façon suivante:

Ce corps gonadique complexe présente deux parties bien individualisées:

La partie sexuelle mâle est formée par une paire de testicules mûrs bien différenciés de couleur blanchâtre et bien fermes, clairement festonnés et intensément vascularisés; Une simple pression sur la paroi testiculaire génère un écoulement du liquide spermial;

La partie ovarienne apparaît légèrement moins volumineuse que la partie testiculaire et représente une paire d'ovaires turgescents de forme ovale, de couleur rosâtre et flasques avec un important réseau vasculaire, indice formel de la maturité de cette glande sexuelle;

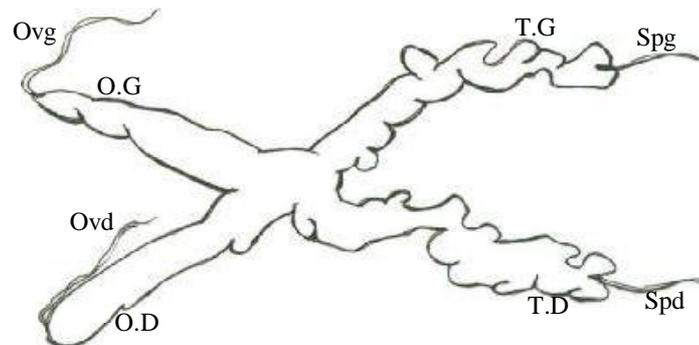
Sur le plan macroscopique, les glandes sexuelles mâles sont accolées à leur base aux deux ovaires bien différenciées (Fig. 4 et 5). Signalons que les testicules et les ovaires ont, respectivement, leurs propres spermiductes et oviductes et fonctionnaient indépendamment les uns des autres.

L'ensemble de ces observations macroscopiques permet d'avancer que les deux glandes sont en état de maturité très avancée, en raison de la présence et en quantité suffisante, des ovules et des spermatozoïdes au moment même de l'observation.

**Figure 4:** Vue d'ensemble macroscopique de l'Ovotestis du merlu hermaphrodite (Glandes doubles) (OD : ovaire droit, OG : ovaire gauche TD : testicule droit: TG : testicule gauche)



**Figure 5:** Reproduction schématique (grandeur nature) de l'ovotestis du merlu hermaphrodite (OD : ovaire droit, OG : ovaire gauche TD : testicule droit: TG : testicule gauche) (Spd : spermiducte droit, Spg : spermiducte gauche, Ovd : oviducte droit, Ovg : oviducte gauche)



## Discussion

L'examen macroscopique approfondi des appareils reproducteurs du spécimen étudié a permis de confirmer que le merlu *Merluccius merluccius*, de la famille des Merluccidae, présente des cas d'hermaphrodisme par la présence de deux aires spatialement distinctes testiculaire et ovulaire coexistant dans la même gonade chez un même poisson.

Ce constat confirme les observations des nombreux auteurs (Johnstone, 1907 ; Belloc ,1929 ; Ciechowski & Christiansen, 1968) qui ont rapporté des cas d'hermaphroditismes chez ce téléostéen.

Le cas exceptionnel qui se présente à nous n'appartient ni aux poissons du groupe d'hermaphroditismes protogynes, ni à ceux du groupe d'hermaphroditismes protandriques ; mais on est en présence d'un cas d'hermaphroditisme fonctionnel synchrone chez lequel le même individu produit simultanément les deux types de gamètes mâles et femelles (Harington, 1975 ; Hasting & Petersen, 1968).

Et comme le signalent Clark (1959); Harington (1961 & 1963) et Reinboth (1971), il est vraisemblable qu'une possible autofécondation puisse exister dans cette situation et qu'il n'est pas exclu, comme l'attestent ces auteurs, que l'accouplement se réalise par des fécondations croisées chez les nombreux poissons bise xués.

### Conclusion

Le merlu *Merluccius merluccius* présente un dimorphisme sexuel prononcé (la femelle étant plus grande que le mâle). L'analyse macroscopique des gonades d'un spécimen a permis de confirmer que cette espèce peut présenter des cas d'hermaphroditismes fonctionnels simultanés ; mais il serait très intéressant de continuer ce travail et d'approfondir l'étude du processus de différenciation des gonades, ainsi que l'identification des états sexuels sur cette espèce sur un grand échantillon.

### References

- [1] **Abid Kachour, S., 2006** – Contribution à l'étude des Helminthes chez le merlu (*Merluccius merluccius*, L. 1758) de la côte d'Oran. *Mémoire de Magister*. Université d'Oran (Algérie) : 132p.
- [2] **Belhoucine, F., 2005** – Contamination du merlu (*Merluccius merluccius*, L. 1758) par trois métaux lourds (cadmium, plomb et zinc) pêché dans la baie d'Oran. *Mémoire de Magister*. Université d'Oran (Algérie) : 132p.
- [3] **Belloc, G., 1929** – Poissons de chalut. Etude monographique du merlu (*Merluccius merluccius*). *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.* 2 : 154-288.
- [4] **Bouaziz, A., 1992** – Le merlu (*Merluccius merluccius mediterraneus* Cadenat, 1950) de la baie de Bou Ismail : Biologie et écologie. *Thèse de Magister*; ISMAL. Alger: 94p.
- [5] **Bouaziz A., Semroud R., Djabali F., & Maurin C., 1998a** – Estimation de la croissance du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) de la région centre de la côte algérienne par analyse des fréquences de tailles. *Cah. Opt. Méditer.*, 35, 35-41.
- [6] **Bouaziz A., Semroud R. Djabali F. et Maurin C., 1998b** – Reproduction du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) dans la région de Bou-Ismaïl. *Cah. Opt. Méditer.*, 35, 109-117.
- [7] **Bouaziz A., Djabali F. & Maurin C., 1998c** – Le merlu des côtes algériennes : Identification et répartition. *Cah. Opt. Méditer.* 35, 139-146.
- [8] **Bouaziz A., Bennoui A., & Brahmi B., 2001** – Sur l'estimation de l'état d'exploitation du merlu *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) de la région centre de la côte algérienne. *Rapp. Comm. Inter. Mer. Médit.*, 36, 243.
- [9] **Ciechomski, J. D. y H. E Christiansen, H., 1968** – Un caso de hermafroditismo en la merluza *Merluccius merluccius hubbsi* (Pisces, Merlucciidae). [A case of hermaphroditism in hake *Merluccius merluccius hubbsi* (Pisces, Merlucciidae)] *Physis.* 27(75). 423-428
- [10] **DPRH, 2007** - Direction des Pêches et des Ressources Halieutiques. *Rapport statistique 1999-2007*. W. Oran, Algérie
- [11] **Gallien, L., 1973** – Différenciation et organogénèse sexuelle des Métazoaires. *Masson Ed.*, 238p.
- [12] **Harrington, R.W., 1975** – Sex determination and differentiation among the uniparental homozygotes of the hermaphroditic fish *Rivulus marmoratus* (Cyprinodontidae). Springer Verlager; Berlin: 249-262.

- [13] **Johnstone, J., 1907** – Ichthyological notes. Lancash. *sea fish. lab.* XVI.
- [14] **Lloris, D. Y. and Matallanas, J., 2003** – Description of a new species of hake: *Merluccius merluccius* L., 1758 (Gadiformes, Merlucciidae) from the waters of Argentina. *Sci. Mar.* 67 (3): 323.
- [15] **Maurin, C., 1954** – Les merlus du Maroc et leur pêche. *Bull. I.P.M.M., N° 2.*
- [16] **Mellinger, J., 2002** – Sexualité et reproduction des Poissons. *CNRS ed.*, Paris, 349p.
- [17] **Murua, H., 2006** – Reproductive fundamentals for the estimation of egg production of the European hake, *Merluccius merluccius*, in the bay of Biscay. *PhD Thesis.* AZTI Tecnalia. Spain: p140.
- [18] **Okada, Y., 1952** – Studies on the sex and sex separation in a fish *Sparus longispinis*. *Papers Coord. Comm. Res. Gen.:* 147-150.
- [19] **Rouane Hacène, O., 2007** – Biosurveillance de la pollution marine au niveau de la côte occidentale algérienne par l'étude de la contamination du merlu méditerranéen (*Merluccius merluccius* L., 1758) par les polluants organochlorés (HCB, DDT, DDE, Lindane). *Mémoire de Magister.* Université d'Oran (Algérie) : 182p.
- [20] **Reinboth, R., 1965** – Sex reversal in the black sea bass *Centropristes striatus*. *Mem. Soc. Endocrinology.* : 18 : 515-543.
- [21] **Sarano F., 1986** – Cycle ovarien du merlu, *Merluccius merluccius* L., 1758, poisson à ponte fractionnée. *Rev. Trv. Inst. Pêches marit.* 48 : 58-76.
- [22] **Semcha, Z., 2007** – Etude expérimentale de la biologie de la reproduction du merlu (*Merluccius merluccius*, L 1758) femelle dans le milieu naturel : Dynamique des lipides et des protéines en fonction du stade de développement ovocytaire. *Mémoire de Magister.* Université d'Oran (Algérie) : 132p.
- [23] **Smith, C.L., 1967** – Contribution to theory of hermaphroditism. *J. Theoret. Biol.;*17.
- [24] **Wourms, J.P., 1991** – Reproduction and development of *Sebastes* in the context of the evolution of piscine viviparity. *Environmental Biology of Fish* 30, 111-126.

## Evaluation de la contamination métallique du merlu (*Merluccius merluccius* L., 1758) de la baie d'Oran

BELHOUCINE F., BOUDERBALA M. & BOUTIBA Z..

Faculté des Sciences, Université d'Oran Es-Sènia (Algérie)  
Département de Biologie, Laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale (LRSE)  
belhoucinefaty@yahoo.fr zitoumboutiba@yahoo.fr

### RESUME

Notre étude a porté sur l'évaluation de la contamination par trois métaux traces (Cd, Pb et Zn) d'un poisson démersal abondant dans les eaux algériennes et très apprécié par une forte population ichtyophage, le merlu *Merluccius merluccius* (L. 1758), pêché dans la baie d'Oran. L'échantillonnage mensuel s'est étalé sur une période de six mois d'août 2006 à janvier 2007. Deux organes ont été ciblés: le foie (partie molle), organe de détoxification et le muscle représentant la partie consommée par l'Homme. Les teneurs en métaux ont été déterminés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme en fonction de trois paramètres (sexe, taille et mois). De cette étude, il ressort que le merlu (*Merluccius merluccius*) bioaccumule les trois polluants métalliques recherchés, les teneurs les plus fortes sont celles du zinc, le plomb à des concentrations plus au moins importantes; les plus faibles concentrations sont celles du cadmium. Les résultats traités statistiquement n'ont révélé aucune différence significative entre les teneurs en métaux traces des deux sexes et au niveau des deux organes considérés. Par ailleurs, la saison estivale demeure la période où les concentrations en Zn et Pb sont élevées par rapport à celles notées en automne, tandis que la teneur en Cd est plus élevée en hiver qu'en été pour les deux sexes et les deux organes. L'étude révèle une contamination plus importante chez les jeunes individus. Les niveaux de concentrations des métaux toxiques révélant que *Merluccius merluccius* est un bon indicateur de pollution marine de la baie d'Oran.

### ABSTRACT

The present work aims to assess the metallic contamination (Cd, Pb and Zn) of a demersal fishes (*Merluccius merluccius*, L., 1758) collected from Oran bay (Algeria). The monthly sampling spread on a period of six months of August 2006 to January 2007. Two organs have been targeted: the liver (soft part), organ of detoxification and the muscle representing the part consumed by the man. Concentrations of metals were determined by Atomic Absorption Spectrophotometer of flame according three parameters (sex, size and month). It is evident from this survey that the hake (*Merluccius merluccius*) contains the three sought-after metallic pollutants, the strongest contents are those of zinc, the lead has of concentrations more less important; the weakest concentrations are those of the cadmium. Statistical analysis showed no significant differences neither between males and females, nor among organs in heavy metal concentrations. Lead and Zink concentrations were higher in summer, whereas concentration of cadmium was higher in autumn. The smallest individuals were more contaminated by heavy metals than heavier ones. The results may reflect that the species *Merluccius merluccius* is a good indicator of water pollution in bay of Oran.

### ملخص

استهدفت الدراسة التي قمنا بها بتقدير تلوث لسمك قاعي النازلي الأروبي (*Merluccius merluccius*) عن طريق ثلاث معادن ثقيلة (Cd-Pb-Zn) مصطاد في خليج وهران. مع العلم أن هذا السمك البحري (المحيطي) متواجد بكثرة في المياه البحرية الجزائرية وهو محبوب من طرف نسبة كبيرة من السكان آكلي السمك. حصلنا على العينات من المرنوز الذي يصل من مياها وهران مرة كل شهر، وذلك خلال الفترة الممتدة من أوت 2006 إلى جانفي 2007. تم الأخذ بعين الاعتبار عضوين: الكبد كعضو محلل للتسمم و العضلات الجانبية كعضو مستهلك من طرف الإنسان. وتم تحليل هذه المعادن الثقيلة بواسطة جهاز امتصاص الطيف الضوئي الذري spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme. أظهر التحليل الإحصائي عدم وجود فروق في تركيز المعادن نتيجة اختلاف الجنس. من جهة أخرى فصل الصيف يبقى الفترة من السنة الأكثر تركيزا للمعادن (Cd-Pb-Zn) مقارنة مع قيم التركيز المسجلة خلال فصل الخريف، أما بالنسبة Cd فإن قيمة التركيز المسجلة خلال فصل الخريف أكثر من فصل الصيف، وهذا في الأعضاء المستهدفة خلال الدراسة وذلك عند الجنسين بالنسبة للمعادن الثلاثة. يتضح من خلال الدراسة وجود فروق في قيم التركيز للمعادن مقارنة بالمقاييس الثلاثة، حيث أن الأسماك الأصغر حجما أبدت أعلى قيمة للتركيز. كل هذه النتائج أوضحت إمكانية أن يكون السمك القاعي النازلي الأروبي (*Merluccius merluccius*) غاشرا لإحصاء تلوث الوسط المائي.

### INTRODUCTION

La contamination croissante de la biosphère par les métaux traces représente un grand danger pour l'environnement et pour l'homme. Ces éléments métalliques se caractérisent par leur persistance, leur toxicité et leur pouvoir d'accumulation dans les organismes vivants. De plus, ils peuvent être transformés ou transportés dans l'atmosphère pour se déposer dans des régions éloignées du lieu d'émission. Les principales sources anthropogéniques de métaux sont la combustion des composés inorganiques et organiques fossiles. L'incinération des déchets ménagers et industriels, l'extraction et la métallurgie des métaux ferreux et non ferreux. Plusieurs de ces métaux sont soupçonnés d'être responsables d'anomalies du développement des individus ou de perturber grandement leur système de reproduction, soit par l'apparition d'un effet mutagène ou cancérigène, soit encore par l'expression de risques divers mettant en péril la survie des espèces animales de la faune sauvage, et menaçant la santé de l'homme (MEYER, 2003).

C'est dans cette optique que se situe notre travail. Il s'agit d'évaluer l'état de la qualité du milieu littoral en étudiant des contaminants (Cd, Pb, Zn) dans les organes hépatique et musculaire du merlu *Merluccius merluccius*.

## MATERIEL ET METHODES

Le Nord de l'Algérie se trouve bordé par les eaux du bassin occidental de la Méditerranée communiquant par le détroit de Gibraltar à l'ouest et du détroit sicilo-tunisien à l'est (Fig. 1). Les données utilisées proviennent de la pêche commerciale réalisée sur des fonds allant de 50 à 400 mètres de profondeur dans la baie d'Oran (Fig. 2).



Figure 1 : Situation géographique du littoral algérien

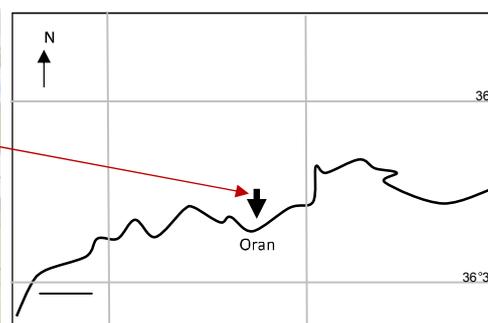


Figure 2 : Position géographique de la baie d'Oran

Le merlu est une espèce démersal à bathypélagique (Fig. 3) qui fréquente les profondeurs de 50 à 1000 m. L'aire de répartition de cette espèce s'étend sur la côte atlantique Nord jusqu'aux îles britanniques et englobe aussi l'ensemble du bassin méditerranéen et la mer Noire (LLORIS et MATALLANAS, 2003).

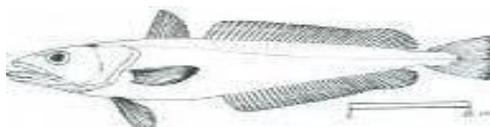


Figure 3: Merlu *Merluccius merluccius* L., 1758 (FAO, 1987)

De 2006 à 2007, à raison d'un prélèvement par mois, 831 individus de *M. merluccius*, dont 391 mâles, 265 femelles et 175 individus non identifiés macroscopiquement, ont été récoltés et traités le jour même. Deux organes ont été prélevés: le foie (partie molle), organe de détoxification et le muscle représentant la partie consommée par l'homme.

La première étape de notre technique consiste à regrouper les individus en lots de classes de taille et par sexe. Dans une seconde étape, on procède à une minéralisation (combustion par voie humide), on dépose 1g de poids frais de chaque échantillon (foie, muscle) dans un matras auquel on ajoute 1ml d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) à 65% de pureté, on porte la température à 95°C pendant une heure, après refroidissement, on complète le contenu jusqu'à 4ml d'eau bidistillée, cette solution est prête au dosage à la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme (S.A.A af) (AMIARD et al, 1987).

Le traitement statistique des résultats a été effectué par le logiciel de Microsoft Excel, version 2002. Pour comparer les moyennes des concentrations en métaux traces entre deux groupes indépendants issus de la même population, le test des rangs U de Mann-Withney (test non paramétrique) a été utilisé pour estimer la signification des différences entre les concentrations en polluants métalliques. Cette différence a été considérée significative à un seuil de probabilité (p) inférieur à 5 % ( $p < 0.05$ ).

Afin de tester l'homogénéité des concentrations en métaux traces par rapport aux différentes classes de taille des individus, l'analyse de variance a été utilisée.

## RESULTATS ET DISCUSSION

Chaque série de minéralisation de nos échantillons est automatiquement accompagnée par un blanc et un échantillon de référence *Fucus. sp* codé 140/TM [A.I.E.A., 1995] provenant de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique dont les résultats sont regroupés dans le tableau 1.

Tableau I : Résultats obtenus des exercices d'intercalibration exprimés en ppm.

Elément	Valeur référence (A.I.E.A, 1995, Monaco).		Valeur trouvée $V_t$
	Min	Max	
Cadmium	(0,50- 0,57)	0,53	0,50
Plomb	(1,91- 2,47)	2,19	1,97
Zinc	(45,3- 49,3)	47,3	48,04

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.

Les résultats montrent que les teneurs en cadmium au niveau du foie sont significativement plus élevées chez les femelles comparées aux teneurs observées chez les mâles ( $P < 0,05$ ). Néanmoins, aucune différence significative n'est observée dans les teneurs en Cd au niveau du muscle comparé à celle notée dans le foie chez les deux sexes (Fig. 4).

La comparaison des teneurs en plomb ne montre aucune différence significative entre les échantillons hépatiques et musculaires chez le merlu tous sexes confondus. Alors que les teneurs en Pb au niveau du foie sont similaires chez les mâles comparés à celles des femelles. Enfin, ces résultats montrent que la concentration en Zn au niveau du foie est de 1,5 fois plus notable chez les femelles versus mâles et de 3 fois plus importante dans le muscle.

Les traitements statistiques des résultats montrent que les concentrations des trois métaux se présentent sous l'ordre décroissant : **Zn > Pb > Cd**

Ces polluants sont mieux bioaccumulés dans le foie que dans le muscle du merlu, ceci est du vraisemblablement au rôle physiologique très important du foie dans l'organisme.

Ces données coïncident étroitement avec les affirmations de LANGSTON & SPENCE (1995), car les facteurs biologiques tels que l'âge, la taille, la croissance, la perméabilité des membranes externes, les habitudes alimentaires, ainsi que la nature des ligands internes contribuent énormément dans la variabilité de la bioaccumulation des métaux lourds.

De ce fait, POWELL (1981) avaient déjà démontré que les métaux lourds se concentraient dans les organes des poissons téléostéens de façon décroissante : **Foie > Rein > Muscle**

En comparant les concentrations en métaux lourds dans le muscle du merlu *Merluccius merluccius* par rapport au seuil tolérés (cf. Tab. 2), il semble que les teneurs en oligo-élément Zn ne constituent pas un danger pour le consommateur car ces teneurs en zinc sont nettement inférieures aux D.M.A (5mg/g).

Les taux moyens en cadmium enregistrés dans la chair du *Merluccius merluccius* (0.522 ppm P.S se trouvent dans l'intervalle de celles recommandées par l'I.O.P.R (1996) et AUGIER (1988).

De même, pour les teneurs moyennes en plomb (0.634 ppm P.S), qui se situent aussi dans la fourchette des D.M.A fixées pour le filet de Poisson par le GIPPM (1973 ; in AUGIER et al, 1988).

La teneur moyenne en eau au niveau du muscle du merlu est de 77,63 %. Nous avons adapté ce mode d'expression, car il permet une bonne comparaison avec différentes valeurs fournies par la littérature.

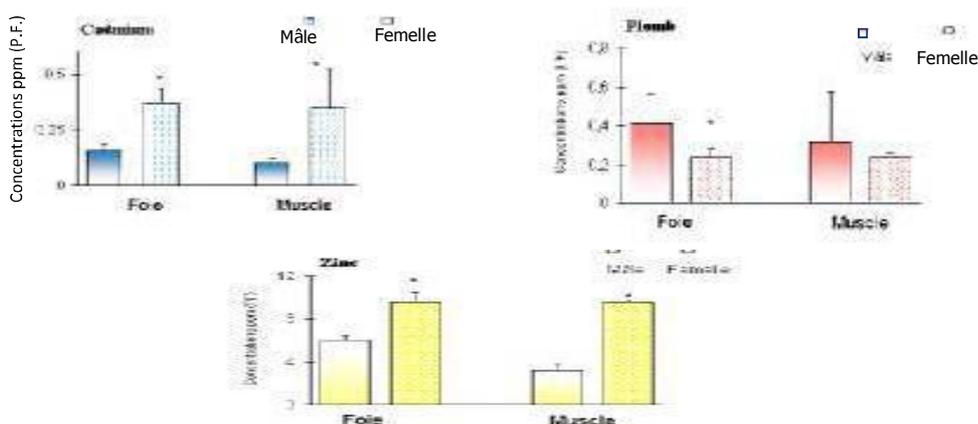


Figure 4 : Variation des concentrations moyennes en métaux lourds (moyenne ± écart type)

Tableau II : Comparaison des moyennes des teneurs en métaux traces (ppm P.S) dans le muscle du *Merluccius merluccius* par rapport aux doses maximales admissibles (D.M.A)

(a) AUGIER et al, (1988) – (b) G.I.P.P.M (1973 ; in AUGIER et al , 1988) [Groupe Interministériel des Problèmes de Pollution de la Mer] – (c) CNRMS d'Australie (1992) [Conseil National pour la Recherche Médicale et de la Santé] – (d) I.O.P.R (1996) [Institut Océanographique Paul Ricard].

	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b><i>Merluccius merluccius</i></b> (présente étude)	<b>0.522 ppm P.S</b>	<b>0.634 ppm P.S</b>	<b>14.77 ppm P.S.</b>
<b>Poissons</b>	1 ppm P.S (a) 0.15-3 ppm P.S (d)	0.3 à 6 mg/Kg P.S (b)	5 mg/g P.S (c)

Nous remarquons que les doses moyennes des métaux lourds relevées dans le filet du merlu et comparées à celles fournies par la littérature relatives aux D.M.A., ne sont pas inquiétantes car les valeurs enregistrées se situent au dessous du seuil toléré, ce qui ne présente pas un danger immédiat pour la santé du consommateur qui est le dernier maillon de la chaîne trophodynamique.

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 mises 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 et un effet néfaste pour la santé publique. Il est à rappeler que ces micropolluants ont un effet cumulatif à travers la chaîne trophique (BOUTIBA et al ; 2003) (cf. Tab. 3),

Tableau III : Variations des teneurs moyennes en métaux traces (moyenne ± écart type ppm P.F.) chez différentes espèces de poissons pêchés le long du littoral oranais.

Poissons	Cd	Pb	Zn	Auteurs
<i>Mullus surmuletus</i> Rouget de roche	0,08±0,02	1,32±0,08	13,25±0,08	BENGUEDDA (1993)
<i>Sardina pilchardus</i> Sardine	0,02±0,01	2,17±0,45	10,99±3,93	MERBOUH (1998)
<i>Boops boops</i> Bogue	0,021±0,01	0,40±0,18	13,5±3,55	AOUDJIT (2000)
<i>Mullus barbatus</i> Rouget de vase	0,08±0,02	1,19±0,04	13,25±0,08	BENSAHLA (2001)
<i>Mullus surmuletus</i> Rouget de roche	0,15±0,01	0,23±0,98	21,23±3,21	BORSALI (2006)
<i>Sardinella aurita</i> Allache	0,01±0,08	0,29±0,01	6,08±1,80	BENAMAR (2006)
<i>Merluccius merluccius</i> Merlu	0,22±0,17	0,27±0,05	6,38±4,46	Présente étude

## CONCLUSION

Nos résultats montrent le danger que peut représenter cette zone littorale en matière de pollution métallique et son impact potentiel sur la santé humaine vu les teneurs décelées et comparées aux doses maximales admissibles. Sur le plan des nuisances, cette situation peut, à la longue, porter des préjudices aux ressources biologiques d'intérêt commercial et des atteintes aux jouissances des sites marins et littoraux. La pollution marine, avec toutes ses formes, représente un véritable danger de dépeuplement du milieu marin et, par voie de conséquence, une grande menace pour la santé publique.

## BIBLIOGRAPHIE

- A.I.E.A., 1995. Echantillons pour comparaisons inter-laboratoire – Matière de référence- Doc. Des Services de contrôle de la qualité des Analyses. *International Laboratory of Marine Radioactivity* – Monaco, 40p.
- AMIARD J, -C., PINNEAU A., BOITEAU H. -L., METAYER C. & AMIARD-TRIQUET., 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. *Waters*. 21 (6), pp.693 -697.
- AOUIDJIT, N., 2001. Contribution à l'étude de quelques paramètres de la reproduction de la bogue (*Boops boops* L., 1758) et son utilisation comme indicateur biologique de la pollution par les métaux lourds (Zn, Fe, Ni, Cu et Pb) dans la baie d'Oran. *Mémoire de Magister*. 243p.
- AUGIER, H., RAMANDA, G & SANTIMONE, M., 1988. Teneurs en métaux lourds des oursins comestibles (*Paracentrotus lividus*, Lmk) dans les zones à grandes activités touristiques de l'île de Port Cros. *Actes Colloque Intern. Sur l'oursin comestible Paracentrotus lividus*. Carry Le Rouet. France : 271-284

- BENAMAR, N., 2006. Evaluation de la pollution marine par trois éléments en traces métalliques (plomb, cadmium, et zinc) sur un poisson pélagique : l'allache *Sardinella aurita* (valencienne, 1847) pêchée dans la baie d'Oran. *Mémoire de Magister* Université d'Oran, 197p.
- BENGUEDDA-RAHAL W., 1993. Contribution à l'étude de quelques polluants métalliques chez la moule *Perna perna* (L) et le rouget de vase *Mullus surmuletus* (L) dans la partie occidentale du golfe d'Arzew. *Magister en océanographie biologique*. Université d'Oran : 108p
- BENSAHLA, T. L., 2001. Contribution à l'étude des caractères biologiques du rouget *Mullus barbatus* du golfe d'Oran et sa contamination par les métaux lourds. *Thèse de Magister*, Dpt de Biologie, Faculté des Sciences, Université d'Oran ; Algérie: 156p.
- BORSALI, S. 2006. Contamination du Rouget de roche (*Mullus surmuletus*, L., 1758) dans les organes (foie, muscle et gonades) par trois métaux lourds (Cadmium, Plomb et Zinc), pêché dans la baie d'Oran. *Mémoire de Magister* Université d'Oran, 197p.
- BOUTIBA, Z., TALEB Z, ABI-AYAD S.M.E.A., 2003. Etat de la pollution marine de la côte oranaise. *Edit : Dar El Gharb* : 69p.
- FISCHER, W., M.-L. BAUCHOT et M. SCHNEIDER (rédacteurs 1987), Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et mer Noire. Rome, FAO, Vol.2: 761- 1530 .
- IOPR, 1996. Fragile Méditerranée. Reconquête d'un équilibre écologique. *Doc. Institut Océanographique Paul Ricard. Ed: Edisud, Aix-en-Provence. France. 252p.*
- LANGSTON W.,-J. & SPENCE S.,-K., 1995. Biological factors involved in metal concentration observed in aquatic organisms. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. *John Wiley & Sons. Chichester*, pp. 407-478.
- LLORIS, D. Y. AND MATALLANAS, J., 2003. Description of a new species of hake: *Merluccius merluccius* L., 1758 (Gadiformes, Merlucciidae) from the waters of Argentina. *Sci. Mar.* 67 (3): 323.
- MERBOUH, N., 1998. Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) d'un poisson pélagique, la sardine *Sardina pilchardus*, Walbaum, 1972) pêché dans la baie d'Oran. *Thèse de Magister*. I.S.M.A.L. Alger : 139p.
- MEYER, O., 2003. Testing and assessment strategy Including, alternative and new approaches. *Toxicol. Lett.* 140-141, 21-30.
- POWELL, J. H 1981. Trace elements concentrations in tropical marine fish at Bougaiville, Island, Papua New Guinea. *Water, Air and Soil Pollut.* 16, pp.143-158.