

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل

Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



Thèse

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat (LMD)

Spécialité : Environnement marin

Par

LOUNAS Ryhane

Thème

**LES INTERACTIONS ENVIRONNEMENT-AQUACULTURE :
INTERACTIONS ENVIRONNEMENTALES ET OPTIMISATION
DES SYSTEMES DE PRODUCTION PISCICOLE MARINE**

Soutenue le 25/03/ 2021 devant le jury composé de :

M. R SEMROUD	Professeur, ENSSMAL	Président
Mme. F HOUMA-BACHARI	Professeur, ENSSMAL	Examinatrice
Mme. H SERIDI	Professeur, USTHB	Examinatrice
M. M IGUEROUADA	Professeur, Université de Béjaïa	Examinateur
M. B HAMDI	Professeur, ENSSMAL	Directeur de thèse
Mme. S CHERNAI-HAMDI	Professeur, ENSSMAL	Invitée
Mme. R ZERROUKI	Directrice, MPPH, Alger	Invitée

Année universitaire: 2020- 2021

Table des matières

Remerciement	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des acronymes	

Introduction

Partie I

Chapitre I. Contexte Mondial et local de l'aquaculture

1. Situation mondiale de l'aquaculture	16
2. L'aquaculture marine en méditerranée	18
3. Aquaculture en Algérie.....	21
4. Les structures d'élevages de poisson.....	25
4.1. Les cages	25
4.2. Bassins à terre.....	26

Chapitre II. Interactions environnement aquaculture

Contexte global.....	28
1. Impact de la pisciculture sur le sédiment marin	29
2. Métaux traces	30
3. L'utilisation des poissons sauvages comme aliment	30
4. Aliment extrudé	22
5. La colonne d'eau	32
6. Effet de la Température	34
7. La Salinité.....	34
8. L'oxygène dissous.....	35
9. Effets du CO2 sur le poisson	36
10. Effet de serre	37
11. Les sels nutritifs.....	38
12. Matières en suspensions	40
13. Macro algues et Phanérogames marines.....	40
14. Interactions avec les populations sauvages	41
15. Les antibiotiques.....	42
16. Autres produits chimiques et physiques	44
17. La pollution sonore.....	46

Table des matières

Chapitre III. Présentation de site de l'étude et de l'espèce en élevage.

1. Sites de l'étude	48
1.1. Ferme en raceway	48
1.2. Ferme en cages flottantes	49
2. Biologie et écologie de la dorade (<i>Sparus aurata</i>)	51
2.1. Position systématique	52
2.2. Caractéristiques morphologique	52
2.3. Habitat et biologie	52
2.4. Cycle de vie	52

Partie II

Chapitre I. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée.

1. Stratégie d'échantillonnage	54
2. Traitement des échantillons et dosage des éléments traces métalliques (ETM)	54
2.1. Préparation de verrerie et de plastique	54
2.2. Traitement des échantillons au laboratoire et analyse	55
2.3. Principe de l'analyse	55
3. Détermination de la matière organique totale (MOT)	56
4. Évaluation de la contamination et du risque écologique des sédiments	56
5. Analyse statistique descriptive et multivariée	58

Résultats et discussion

1. Concentration et distribution spatiale des éléments traces métalliques dans la zone d'étude	59
2. Les relations inter-variables	63
3. Évaluation de la contamination par les éléments traces métalliques et le risque écologique des sédiments maricoles	64
4. Les sources et les origines des éléments traces métalliques dans la zone maricole	66

Chapitre II. Contamination de *Sparus aurata* par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine.

1. Echantillonnage	71
2. Préparation et analyse des échantillons	71
3. Évaluation des risques sanitaires liés aux éléments traces métalliques	72
3.1. Apport Journalier Recommandé (EDI)	72
3.2. Quotient de risque (Target hazard quotients (THQ))	72

Table des matières

3.3. Le risque cancérigène	73
<i>Résultats et discussion</i>	
1. Relation taille-poids	74
2. Concentrations des éléments traces métalliques dans les dorades sauvages et d'élevage	75
3. Risque pour la santé humaine.....	80
Chapitre III. Premier signalement d'<i>Ostreopsis</i> sp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre <i>Ostreopsis</i> dans le sud-ouest du bassin méditerranéen.	
1. Site d'étude et échantillonnage	85
2. Analyses au laboratoire	87
<i>Résultats</i>	
1. Données environnementales.....	87
2. Abondance d' <i>Ostreopsis</i> sp. et les facteurs environnementaux responsables de sa prolifération dans la ferme piscicole	91
<i>Discussion</i>	94
Chapitre IV. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales	
1. Introduction	98
2. Matériels et méthodes.....	99
3. Les probiotiques comme alternative à l'utilisation des antibiotiques	99
4. Aquaculture à système de recirculation (RAS)	100
5. Aquaculture multi-trophique intégrée	101
5.1. Avantages et inconvénients de l'intégration Aquaculture.....	102
6. Mariculture offshore.....	103
7. Biorestauration des déchets de la mariculture	105
8. Les effets de l'aquaculture en comparaison à d'autres industries.....	107
9. Conclusion.....	108
<i>Synthèse des résultats et conclusion générale</i>	109
Référence bibliographiques.....	114
Annexes.....	148

Remerciements

A l'issue de la rédaction de cette recherche, je suis convaincue que la thèse est loin d'être un travail solitaire. En effet, je n'aurais jamais pu réaliser ce travail doctoral sans le soutien d'un grand nombre de personnes dont la générosité, la bonne humeur et l'intérêt manifestés à l'égard de ma recherche m'ont permis de progresser dans cette phase délicate de « l'apprenti-chercheur ».

En premier lieu, je tiens à remercier le directeur de thèse *Professeur Boualem HAMDI* pour la confiance qu'il m'a accordée en acceptant d'encadrer ce travail doctoral, pour m'avoir laissé la liberté d'initiative tout au long de ces années de travail en commun et pour ses multiples conseils et pour toutes les heures qu'il a consacrées à diriger cette recherche. J'aimerais également lui dire à quel point j'ai apprécié sa grande disponibilité et son respect sans faille, ainsi que ses qualités humaines d'écoute et de compréhension tout au long de ce travail doctoral.

Merci au *Professeur Rachid SEMROUD* d'avoir accepté de présider mon jury de thèse malgré ces multiples occupations. Je remercie également *Professeur Fouzia HOUMA-BACHARI* d'avoir bien voulu être examinatrice de mes travaux. Je vous suis reconnaissante d'avoir porté votre regard d'experte sur mon manuscrit et de vos remarques pertinentes pour l'améliorer. *Professeur Halima SERIDI* et *Professeur Mokrane IGUEROUADA*, je vous suis vraiment grée pour votre investissement dans l'évaluation de mon travail et pour votre implication très positive.

Je tiens à remercier *Professeur Safia CHERNAI-HAMDI* et *Mme Fadila SERIDJI* d'avoir accepté de venir assister à la présentation de mes travaux, je suis très heureuse et honorée que vous ayez réussi à vous libérer pour ma soutenance.

Equipe technique de l'ENSSMAL, un grand merci à vous tous. Je remercie tous ceux sans qui cette thèse ne serait pas ce qu'elle est : aussi bien par les discussions que j'ai eu la chance d'avoir avec eux, leurs suggestions ou contributions.

A ma famille, des plus grands aux plus jeunes, merci beaucoup pour votre amour et de votre soutien au cours de ces dernières années. Merci également à toi Maman pour te soucier de mon bonheur.

A mon cher mari *Hamza KASMI* merci pour ton amour, ta patience et tes encouragements sans faille durant ces années. Je ne vois pas comment j'y serais parvenue sans toi, je suis fière et heureuse d'évoluer à tes côtés.

Liste des tableaux

Tableau 1. Analyse SWOT de secteur maricole en Algérie.

Tableau.2. Estimation de la dose journalière d'antibiotiques contenus dans les produits de la mer tolérable pour la consommation humaine (Chen et al, 2015).

Tableau.3. les contaminants et leurs risques sur la santé humaine (Cole et al, 2009).

Tableau.4. Les paramètres météorologiques de la région de Tizi-Ouzou (ONM 2016).

Tableau 5. Indices utilisés pour évaluer la pollution et le risque écologique des sédiments provenant de la pisciculture.

Tableau 6. Les concentrations des éléments traces métalliques dans les sédiments superficiels (mg / kg.dw) de la zone étudiée et dans ceux de différentes régions côtières du monde.

Tableau 7. Indices utilisés pour évaluer et classer la qualité des sédiments de la pisciculture d'Azeffoun.

Tableau 8. Données biométriques des poissons étudiés.

Tableau 9. Les concentrations moyennes de métaux et la gamme des concentrations de métaux (mg/kg de poids humide) dans le muscle du *Sparus aurata*.

Tableau 10. Les concentrations des ETMs dans la chair des daurades (mg/kg =ug / g.ww) de la côte Algérienne et celles des différentes régions méditerranéennes.

Tableau 11. Les valeurs de la dose journalière estimée (EDI) et de la dose hebdomadaire en ETMs associées à la consommation de poisson.

Tableau 12. Estimation du THQ et du THQ total pour les différents ETMs provenant de la consommation de *Sparus aurata* d'élevage et sauvages.

Tableau 13. Le risque cancérigène tout au long d'une vie (LCR) du l'As, Cd et du Pb.

Liste des figures

Figure.1. Production mondiale de la pêche et de l'aquaculture (FAO 2020).

Figure.2. La production aquacole européenne en 2015 de bar et de daurade (www.Skretting.fr, 2017).

Figure.3. Evolution de la production halieutique et aquacole de 2000 à 2015 (MPRH 2018).

Figure.4. Schéma conceptuel d'une cage flottante (Piccolotti 2014).

Figure.5. Un système commercial de production de poisson en raceway (Liberté 2020).

Figure.6. La répartition des métaux lourds et de la matière organique totale dans la zone d'étude.

Figure.7. Matrice de corrélation entre les concentrations des éléments traces métalliques et de la matière organique totale (MOT) dans les sédiments de surface de la pisciculture d'Azeffoun.

Figure.8. Les principales composantes de la distribution des ETMs et de la MOT dans les stations étudiées de la région d'Azeffoun.

Figure.9. Dendrogramme montrant les clusters dans la zone d'étude en fonction des variables évaluées.

Figure.11. Relation taille-poids chez la daurade sauvage et d'élevage.

Figure.12. Matrice de corrélation entre les métaux lourds et la taille des poissons.

Figure.13. Variations temporelles de la température (°C) et de la salinité (psu) de l'eau d'entrée et de sortie de la pisciculture au cours des étés 2016-2017.

Figure.14. Variations temporelles de la demande biochimique en oxygène (DBO) (mg/L) de l'eau d'entrée et de sortie au cours des étés 2016-2017.

Figure.15. Variations temporelles de l'azote inorganique dissous (DIN) et des orthophosphates (PO₄) (μmol/L) dans les eaux d'entrée et de sortie au cours des étés 2016-2017.

Figure.16. Variations temporelles de la chlorophylle a (μg/ L) dans les eaux d'entrée et de sortie au cours des étés 2016-2017.

Figure.17. Abondance d'*Ostreopsis* sp., dans les eaux d'entrée et de sortie.

Figure.18. Cellules d'*Ostreopsis* sp., observées au microscope optique dans l'eau de sortie × 40 (Scale bar = 20 μm).

Figure.19. Principales composantes obtenues pour les données environnementales et l'abondance des cellules d'*Ostreopsis* sp. dans les eaux de rejet aquacoles.

Liste des acronymes

Indices / Facteurs

ACP: Analyse en composantes principales.

CSF : Facteur de pente cancérigène.

CR : Carcinogenic risk

AHC : Analyse en grappes hiérarchiques.

AEI : Adverse Effects Index.

EDI: Estimated daily intake.

EF : facteur d'enrichissement.

Igeo: indice de géo-accumulation

MERM-Q: Mean ERM quotient.

PTDI : Provisional tolerable daily intake

PTWI : Provisional tolerable weekly intake

TEL: Threshold effect level.

THQ: Target hazard quotient.

SWOT: Strengths - Weaknesses - Opportunities - Threats

Organismes

ANDI : Agence Nationale de Développement de l'Investissement.

AQUAREF : Laboratoire National de Référence pour la Surveillance des Milieux Aquatique.

CREAD: Centre de Recherche en Economie Appliquée pour le Développement.

FEAP: The Federation of European Aquaculture Producers.

IFREMER : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer.

JEFCA : Comité d'experts FAO/OMS sur les additifs alimentaires.

DCE: Directive-cadre sur l'eau.

DPRH: Direction de la pêche et des ressources halieutiques.

CE: Conseil européen.

EUMOFA: European Union fisheries and aquaculture.

Liste des acronymes

DAT : Direction du tourisme et de l'artisanat

FAO: Food and Agriculture Organization. MPRH : Ministère de la pêche et des ressources halieutiques.

PNUE/PAM : Programme des Nations Unies pour l'Environnement. Plan d'Action pour la Méditerranée.

WHO: World Health Organization

UE: Union européenne.

USEPA: U.S. Environmental Protection Agency.

ONA : Office National de l'Assainissement

ONM : Office nationale de de la Météorologie.

ONS : Office nationale des statistiques.

OMS : Organisation mondiale de la santé.

Éléments chimiques/biologiques

ADN : Acide désoxyribonucléique.

CO₂ : Dioxyde de carbone.

DHA: Acide docosahexaénoïque.

H₂S : Sulfure d'hydrogène.

CH₄ : Méthane

DIN : l'azote inorganique dissous.

ETMs : éléments traces métalliques.

Inorg : Inorganique.

NH₄ : Ammonium.

NH₃ : Ammoniac.

N₂O : Oxyde nitreux.

pH : potentiel hydrogène.

Unités

ng / j: Nanogramme par jour.

Liste des acronymes

Min : Minimum

PIB : Produit intérieur brut.

Psu : Practical salinity unit

T: Tonne

µmol/L: micromole par litre.

h : Heure.

m³ : Mètre cube

Dw: dry weight

Max: Maximum

Mean: Moyenne

mm : millimètre.

°C : Degré Celsius.

cm/s : Centimètre par seconde.

DA : Dinar Algérien.

Km²: kilomètre carré

L : Litre.

hab : Habitant.

Ha : hectare.

Introduction

L'aquaculture est un secteur diversifié enjambant une gamme d'environnements aquatiques utilisant différents systèmes de production et différentes espèces propagées à travers le monde. Elle représente désormais le secteur de production animale qui a connu la plus forte croissance au cours du dernier demi-siècle, et depuis 2011 elle produit plus que l'élevage bovin (FAO 2014). Elle assure aussi des prestations sociales et économiques croissantes grâce à la production de denrées alimentaires, la contribution aux moyens de subsistance et la génération de revenus, de plus elle a des effets positifs sur l'écosystème (James 2009), cependant sa croissance rapide et intense dans le monde implique invariablement des externalités environnementales, sociales et économiques négatives.

La forme intensive de l'aquaculture est considérée comme une source de pollution (Chatvijitkul et al. 2017). Les interactions étroites entre le milieu d'élevage et l'écosystème où est implantée l'activité aquacole confèrent des caractères particuliers à cette pollution. Les formes de pollution par l'aquaculture sont multiples: pollution organique, chimique, bactériologique, génétique etc. Les flux polluants peuvent être importants à l'échelle locale, régionale, voir globale, d'où la nécessité de quantifier et d'estimer l'impact polluant de ce secteur. Dans le passé, les recherches se focalisaient sur l'impact direct de l'aquaculture sur l'environnement (Tovar et al. 2000), mais il est maintenant clair que les questions concernant la santé humaine et la sécurité alimentaire doivent être abordées convenablement pour une gestion durable de cette industrie (Giacoletti et al. 2021; Dong et al. 2021).

L'estimation de l'impact polluant est complexe du fait de stock de poisson et des volumes d'eau mis en jeu contenant des déchets hautement dilués. En effet, il est possible de gérer et de minimiser efficacement la majeure partie des interactions entre l'aquaculture et son environnement, ainsi que leurs rentabilités dans toutes les régions, à condition de connaître les processus mis en œuvre. Donc l'aquaculture doit actuellement relever un défi capital, en l'occurrence satisfaire l'augmentation de la demande en produits d'origine aquatique sans entraîner de problèmes environnementaux et sanitaires. Le contexte de promotion de la filière est soutenu par les pouvoirs publics Algériens par l'élaboration de plan « Aquapêche 2020 » visant le renforcement de la sécurité alimentaire et le développement de l'économie productive. La mariculture en Algérie, même si elle demeure à un stade embryonnaire, l'élevage de loup et de daurade est devenu un aspect courant des côtes Algériennes grâce aux conditions naturelles adéquates, la forte volonté politique, et l'intéressement du secteur privé. À l'horizon 2025, la production aquacole devrait atteindre 22% de la production globale en poissons (MPRH 2019). L'analyse des rejets d'une pisciculture est appréciée à partir de

Introduction

données physicochimiques et hydrobiologiques, donc leur estimation est nécessaire afin de déterminer la répartition de ces polluants dans les écosystèmes et de leurs effets sur les organismes vivants (Houma et al. 2019).

Ce travail présente les méthodes utilisées pour évaluer les interactions aquaculture et environnementales en s'attachant à rappeler le cadre de leur élaboration et leurs domaines d'utilisation. Elles sont classées en deux catégories, différenciées par leurs fondements : les méthodes analytiques et les méthodes statistiques élaborées à partir des résultats d'analyses.

Devant la difficulté de concevoir l'évaluation environnementale du schéma des structures, dans un premier temps, le choix a été fait sur l'analyse des métaux lourds dans les sédiments de la zone maricole afin d'examiner les pressions exercées par les activités aquacoles sur le milieu, ensuite l'analyse de ces métaux dans la dorade d'élevage issue de différentes structures, ainsi que l'étude de la prolifération des algues toxiques dans un environnement maricole afin de construire des indicateurs de suivi, d'en dégager les enjeux et d'y apporter des réponses.

Les sédiments agissent comme de véritables puits pour certains polluants persistants tels que les métaux lourds, identifiés comme prioritaires par la DCE (2000/60/CE), en plus de leur forte affinité pour la matière organique, ils peuvent donc être retrouvés en concentrations importantes dans le compartiment sédimentaire. En effet, ce stockage n'est pas permanent et les polluants peuvent être remobilisés dans la colonne d'eau dans certaines conditions de forçage naturel (par exemple les tempêtes, les crues ou la bioturbation) ou anthropique tel que l'amarrage des structures aquacoles conduisant à la remobilisation d'éléments métalliques dans la phase dissoute, les rendant alors beaucoup plus biodisponibles pour les organismes aquatiques entraînant ainsi une bioaccumulation et bioamplification importantes de ces éléments chez plusieurs espèces de bivalves et de poissons dont certains présentent un intérêt économique majeur afin de finir dans les assiettes des consommateurs menaçant ainsi la santé publiques.

Pour préserver les écosystèmes aquatiques, il nous paraît primordial d'étudier la contamination des sédiments par les éléments métalliques et la bioaccumulation de cette pollution chimique chez les organismes aquatiques. Les objectifs de la surveillance de contaminants chimiques selon la DCE sont de qualifier l'état chimique et d'apprécier l'évolution en tendance des concentrations (substances potentiellement bioaccumulables).

Introduction

Cette démarche devrait permettre d'alimenter les bases de données toxicologiques sur ces substances à risque, dans le but ultime d'aider à définir des normes de qualité nationale pour le compartiment sédimentaire, tandis que la compréhension de la variabilité spatio-temporelle du phytoplancton dans les zones d'aquaculture est nécessaire pour la prévention et/ou la prévision des efflorescences algales nuisibles (Artigas et al. 2014). De nombreuses études ont été menées pour comprendre la structure du phytoplancton et sa relation avec les paramètres environnementaux dans des zones de mariculture typiques (Challouf et al. 2017; Qiao et al. 2020). Des blooms fréquents du genre *Ostreopsis* ont été observés en mer Méditerranée (Casabianca et al. 2014; Accoroni et al. 2017) y compris en Algérie entraînant l'intoxication et l'hospitalisation de 300 personnes (Illoul et al. 2012). Cette espèce est connue par la production des composés de type palytoxine responsable d'irritation cutanée (Pelin et al. 2011) et de symptômes de type grippal tels que fièvre, toux, conjonctivite ainsi que des problèmes respiratoires (Wood et al. 2018). La toxicité d'*Ostreopsis* sp. ne se limite pas à l'homme, récemment, plusieurs études ont montré l'étendue de la toxicité de ce genre sur divers organismes marins, tant invertébrés que vertébrés (Pagliara and Caroppo 2012; Gorbi et al. 2013; Neves et al. 2018; Cen et al. 2019; Pavaux et al. 2020). De plus, l'accumulation de cette microalgue perturbe fortement le réseau trophique (Boisnoir et al. 2020).

Cette thèse se centre sur les interactions entre les pratiques de l'aquaculture et l'environnement pour une gestion durable tel que prévu dans l'axe I de plan « Aquapêche 2020 », elle présente un outil essentiel pour les gestionnaires politiques, les producteurs aquacoles et autres parties intéressées. Elle s'articule autour de deux parties, en dehors des chapitres d'introduction et de conclusion, elle est aussi rédigée sous forme de thèse par article car cela correspond au format le plus adapté pour répondre aux objectifs de la recherche.

Dans le premier chapitre nous proposons une description synthétique du contexte bibliographique dans lequel s'inscrit ce travail de thèse, en décrivant dans un premier temps le cadre global et local de l'aquaculture servant de base à ce travail. Puis, dans un second chapitre, une présentation des majeures interactions aquaculture environnementales, ceci permettra le choix des composés chimiques modèles étudiés ainsi que la sélection des sites de prélèvement des différents compartiments de l'environnement (sédiments, eau, biote) qui seront analysés par différentes méthodes. Enfin, cette première partie fera le point sur le développement de l'aquaculture et ses interactions environnementales et se terminera sur une présentation des zones d'étude.

Introduction

La deuxième partie comporte quatre chapitres chacun d'entre eux faisant l'objet d'un article scientifique :

Le chapitre 1 est consacré à l'évaluation de la teneur en métaux lourds (Cu, Zn, Pb, Fe et Cd) des sédiments collectés dans un site maricole algériens. L'analyse en composantes principales (ACP) et l'analyse en grappes hiérarchiques (AHC) ont été appliquées pour identifier les origines et les sources possibles de contamination des sédiments. De plus, nous avons utilisé différents indices pour évaluer et classer la qualité des sédiments de la zone d'étude.

Le chapitre 2 vise à déterminer les niveaux de métaux lourds toxiques (As, Cd et Pb) et d'éléments essentiels (Cu, Zn) dans les muscles de (*Sparus aurata*, Linnaeus 1758) de différentes origines (sauvages et d'élevage). De même, les doses journalières estimées et l'indice de risque pour les éléments cités ont été calculés afin d'évaluer le risque potentiel pour la santé des consommateurs. Néanmoins, les informations disponibles sur la concentration des ETMs dans la daurade royale de la côte Algérienne sont rares dans la littérature, à cette fin, cette recherche sert de base pour une éventuelle enquête plus approfondie.

Le chapitre 3 propose la détection des cellules d'*Ostreopsis* dans les eaux d'entrée et de rejet d'une ferme piscicole à l'Ouest de pays. Cette étude visait à montrer le lien entre les perturbations de la santé et *Ostreopsis* sp. ainsi que les paramètres environnementaux responsables de cette prolifération dans une ferme piscicole à terre.

Le chapitre 4 s'attachera à déployé et à discuter des progrès conceptuels et technologiques accomplis dans le sens d'une aquaculture régissant la durabilité environnementale.

Enfin, la conclusion aura pour objet de synthétiser l'ensemble des résultats de ce travail et proposera des perspectives de recherche dans la continuité de cette thèse.

Cette thèse fournit plus d'informations sur les questions principales soulevées ci-dessus dans une perspective locale et globale, y compris l'estimation de risque sur les écosystèmes marin et sur la santé humaine ainsi que les évolutions significative dans la gestion et la remédiation durant ces derniers dix ans. L'industrie et la recherche sont efficacement liées dans les régions où la gestion de l'environnement peut être améliorée.



« Pas à pas, agissons au quotidien pour préserver notre planète. Afin de contribuer au respect de l'environnement, ce manuscrit est imprimé recto-verso ».

Définition

L'aquaculture est définie comme étant l'élevage des organismes aquatiques. L'élevage implique une certaine forme d'intervention dans son processus pour améliorer la production, comme l'empoissonnement régulier, l'alimentation, la protection contre les prédateurs, etc.

Selon le degré de la maîtrise de cycle d'élevage, les espèces se répartissent en deux groupes : celles dont l'élevage est entièrement contrôlé (bar, daurade, salmonidés) et celles dont le grossissement est pratiqué à partir d'alevins pêchés dans le milieu naturel (sérieole, thon).

1. Situation mondiale de l'aquaculture

La croissance de la population, l'amélioration des revenus (Farmery et al. 2014) et l'urbanisation ont modifié les habitudes de consommation, et ont entraîné un développement spectaculaire de la consommation apparente des produits aquatiques par personne (Ferreira et al. 2014; Béné et al. 2016). Une estimation préliminaire de la FAO (2018) montre en effet que la quantité moyenne du poisson consommé par personne est passée de 9,9 kg dans les années 1960 à 19,2 kg en 2012. Cette consommation annuelle par habitant varie en raison de l'influence des facteurs culturels, économiques et géographiques, y compris la proximité et l'accessibilité des aires de débarquement du poisson et des exploitations aquacoles (FAO 2020). Les produits aquatiques sont essentiels pour la sécurité alimentaire et pour la santé grâce à leur richesse en protéine et en micronutriments (vitamines D et B) et en minéraux (calcium, phosphore, l'iode, le zinc, le fer et le sélénium) (Fiedler et al. 2016; Gupta 2018).

Aujourd'hui, 82 % des stocks mondiaux de poissons sont pleinement exploités, surexploités, ou épuisés (Jensen et al. 2015) dont environ 32 % sont surexploités ou épuisés (FAO 2013). Depuis 2015, l'aquaculture est la principale source de poisson disponible pour la consommation humaine, sa production pourra atteindre 140 millions tonnes d'ici l'an 2050 (Alexander et al. 2015) vue qu'en 2018, 53% de la consommation humaine mondiale de poissons, mollusques et crustacés provenaient de l'aquaculture contre une contribution de 19 % en 1990 (Yossa and Verdegem 2015; FAO 2020).

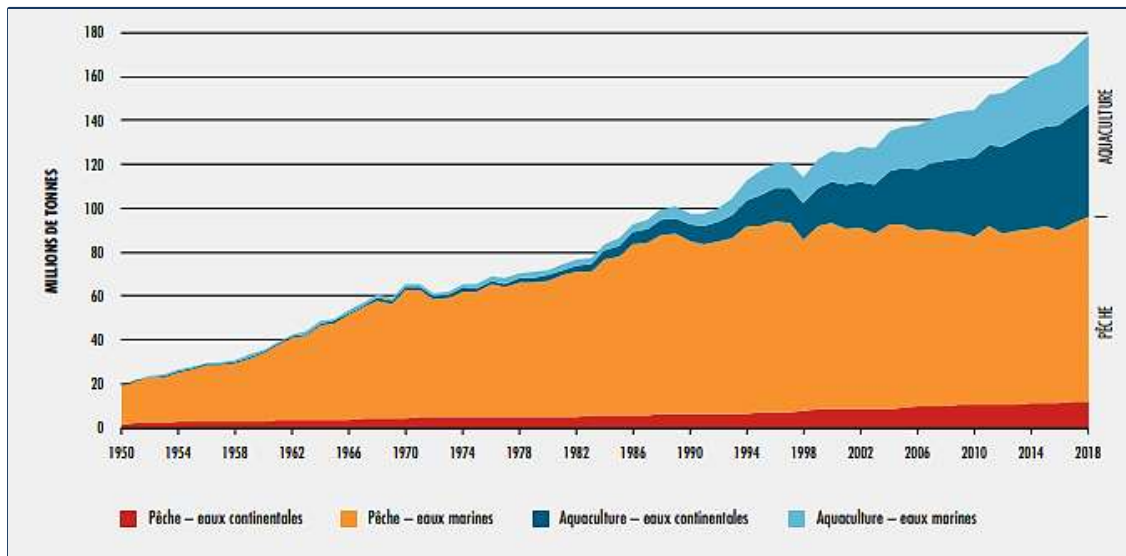


Figure.1. Production mondiale de la pêche et de l'aquaculture (FAO 2020).

Durant la période 2000-2012, la production mondiale de poisson d'aquaculture destiné à la consommation a progressé au rythme annuel moyen de 6,2 % (FAO 2014), pour atteindre une production mondiale de 82 millions de tonnes en 2018 (Fig.1). L'expansion de la pisciculture a fait d'elle une industrie mondiale majeure (Paudel et al. 2015), la « révolution bleue » est un terme souvent appliqué à la rapide croissance de l'aquaculture mondiale (Edwards 2015).

Le taux de croissance le plus élevé de l'aquaculture est enregistré en Afrique, il est de 11,7 % et contribue de 0,15 % au PIB de l'agriculture de tous les pays africains (FAO 2014), cela pourrait avoir des répercussions positives sur le développement en Afrique (Burns et al. 2014). La mariculture connaît une grande émergence ces dernières années dans ce continent (Campbell and Pauly 2013), puisque l'Afrique a une grande ressources naturelles qui offrent un grand potentiel pour le développement de ce secteur dans les années à venir (Ottinger et al. 2016). En dépit, des projections ambitieuses des plans régionaux et nationaux, la plupart des pays africains accusent en effet un retard important en aquaculture marine et côtière (FAO 2020).

La qualification de la Chine du premier pays producteur aquacole lui permet de jouer un rôle décisif dans la promotion du développement de l'aquaculture partout dans le monde (Xie et al. 2013). L'Asie est responsable d'environ 90% de la production mondiale des produits aquacoles (Ferreira et al. 2014).

La mariculture produit actuellement beaucoup plus de mollusques que de poissons et de crustacés, la conchyliculture représente 56,2 % de la production (FAO 2020) et la

consommation de poisson marin a reculé en passant de 69 à 34 % au détriment de poisson d'eau douce et des crustacés (FAO 2020).

Cependant, l'aquaculture ait des prestations sociales en matière d'emploi à travers le monde, quelques 18,9 millions de personnes ont travaillé dans l'élevage de poisson (dont plus de 96 % en Asie) (FAO 2014), luttant ainsi contre la pauvreté dans certaines régions rurales et améliorant les revenus de plusieurs familles (Burns et al. 2014). Elle assure également la sécurité alimentaire de certaines nations en augmentant la disponibilité du poisson et en empêchant la flambée des prix (Béné et al. 2016). Elle a même des effets positifs sur le secteur de la pêche notamment la régénération de certains stocks surexploités ou épuisés (Jensen et al. 2015) et la conservation génétique des espèces indigènes (Cole et al. 2009), en revanche la gestion améliorée de la pêche aura une incidence sur le potentiel des espèces aquacoles émergentes comme le cas de la morrue où l'augmentation de son offre en poissons sauvages a réduit celle de l'aquaculture (Jensen et al. 2015).

Selon les estimations de la FAO (2016), globalement, la pêche et l'aquaculture constituent les moyens d'existence de 10 à 12 % de la population mondiale, en conséquent, les produits de l'aquaculture sont les denrées alimentaires les plus commercialisées dans le monde, leurs exportation dépasse même les valeurs du café et du tabac (Ottinger et al. 2016).

2. L'aquaculture marine en méditerranée

La mer Méditerranée est une zone géographique unique par ses caractéristiques hydrologiques et biologiques, elle occupe une surface de près de 2.5 millions de km² et une profondeur moyenne de 1460 m (profondeur maximale de 5267 m en mer Ionienne). Le plateau continental méditerranéen se caractérise quant à lui par son étroitesse, il ne représente que 20 % seulement de la surface totale du bassin, le reste appartient à la haute mer.

Les conditions physico-chimiques et la circulation des masses d'eaux dans le bassin méditerranéen résultent un gradient croissant de température (< 14°C au nord-ouest et > 24°C au sud-est) et de salinité (< 36 à > 39 psu) d'ouest en est. La disponibilité en sels nutritifs est globalement faible en Méditerranée, ce qui lui confère le statut de mer oligotrophe (Coll et al. 2010). Aujourd'hui, bien qu'elle ne représente que 0,32 % du volume global des océans, la mer Méditerranée contient environ 7 % de la biodiversité marine mondiale (environ 17 000 espèces couvrant tous les niveaux d'organisation biologique) (Guilhaumon et al. 2015).

La population totale des pays méditerranéens (21 pays) est passée de 276 millions d'habitants au début des années 1970 à plus de 412 millions dans les années 2000 et elle devrait atteindre 529 millions d'habitants d'ici à 2025, soit une augmentation d'environ 1,35 % par an, 75% y vivent à la rive sud de la méditerranée (Moullec et al. 2019). De plus, le bassin méditerranéen concentre 31 % du tourisme mondial (PNUE/PAM 2012).

Le secteur de la pêche et de l'aquaculture n'emploie qu'environ 0,5 % de la population active des régions méditerranéennes (Sacchi 2011), bien que les conditions géographiques, océanographiques et climatologiques dans la Méditerranée, sont favorables pour le développement de la mariculture (Grigorakis and Rigos 2011). De plus aucun pays méditerranéen ne couvre les besoins de sa consommation en produits aquatiques par sa production halieutique à l'exception du Maroc, de l'Égypte et de la Turquie (PNUE/PAM 2012).

L'aquaculture en Méditerranée remonte à l'époque égyptienne, il y a plus que 4000 ans. Depuis cette époque-là, l'élevage des organismes aquatique se développe d'avantage en passant de simples installations jusqu'à l'élevage du loup, de la daurade dans des structures sophistiquées.

La demande actuelle du marché mondial est largement constitué d'espèces carnivores issues de pratiques aquacoles intensives (Troell et al. 2009) faisant alors de l'aquaculture marine un secteur en croissance rapide (Tovar et al. 2000), cette tendance a été parallèlement enregistrée en Méditerranée (Holmer et al. 2003b). La pisciculture en eau de mer est réalisée dans des cages flottantes situées à partir de 100 m à 1,5 km au large des côtes, à des profondeurs d'eau allant de 15 m à 30 m ou dans des bassins à terre (Demirak et al. 2006; Martins et al. 2010), la daurade royale (*Sparus aurata*) et le loup de mer (*Dicentrarchus labrax*) qui fréquentent les zones côtières méditerranéennes sont essentiellement les deux espèces clés de la pisciculture dont les techniques d'élevage sont standardisées et reproductibles à grande échelle vu que la demande est principalement orientée vers le poisson frais (Sacchi 2011 ; Alexander et al. 2015; Kaya et al. 2015).

Actuellement, la production de la daurade (*S.aurata*) et le bar (*D.labrax*) est considérablement élevée en comparaison à celles des autres espèces en élevage (FEAP 2016) (**Fig.2**), en effet, la part de la daurade royale dans la production aquacole mondiale est de 0,2 % en 2017 (EUMOFA, 2017). En ce qui concerne les autres espèces, le turbot (*Psetta máxima*) est élevé dans des bassins à terre à environ 8.500T, le thon rouge (*Thunnus thynnus*), son grossissement a lieu dans des viviers flottants avec presque 2000T sachant que sa production

a augmenté de près de 15 fois au cours de la dernière décennie (Grigorakis and Rigos 2011) et le maigre (*Argyrosomus regius*), à 4.000T (FEAP 2016). Quant aux mollusques, la production est principalement représentée par la moule Européenne (*Mytilus galloprovincialis*), la palourde Japonaise (*Ruditapes philippinarum*), l'huître plate Européenne (*Ostrea edulis*) et l'huître du Pacifique (*Crassostrea gigas*). Par contre la culture des plantes aquatiques et des crustacés reste faible (Grigorakis and Rigos 2011).

Selon le rapport d' FEAP (2016), les principaux producteurs de daurade sont la Grèce avec (44.02%) du total, suivie par la Turquie à (32.51%) et l'Espagne à (11%). En outre, les principaux pays producteurs de loup de mer sont la Turquie et ses 77.000 tonnes (48.59 %), la Grèce (28.39%) et l'Espagne (13.45%) respectivement 2^{ème} et 3^{ème} producteurs. Quant au turbot, l'Espagne revient comme le pays producteur le plus important, avec 7.8159 T en 2015, derrière la Chine, premier producteur mondial de cette espèce.

En 2017, l'UE couvrait 44 % de la production mondiale de la daurade royale (EUMOFA 2017), contrairement à la tendance, la production de l'UE est restée stable au cours de la dernière décennie. En revanche, une importante croissance est principalement enregistrée en Turquie, en Égypte et en Tunisie. En outre, au cours de la même période la valeur des produits aquacoles a augmenté en raison de la forte demande en espèces de grande valeur marchande (telles que le saumon, le bar et le thon rouge) et la qualité supérieure des produits aquacoles (EUMOFA 2019). Il est à savoir que les échanges commerciaux entre l'UE et les pays tiers sont très limités, contrairement au commerce intra-UE qu'est important et que la Grèce, le premier exportateur des produits aquacoles vers l'Italie, le Portugal, la France et l'Espagne.

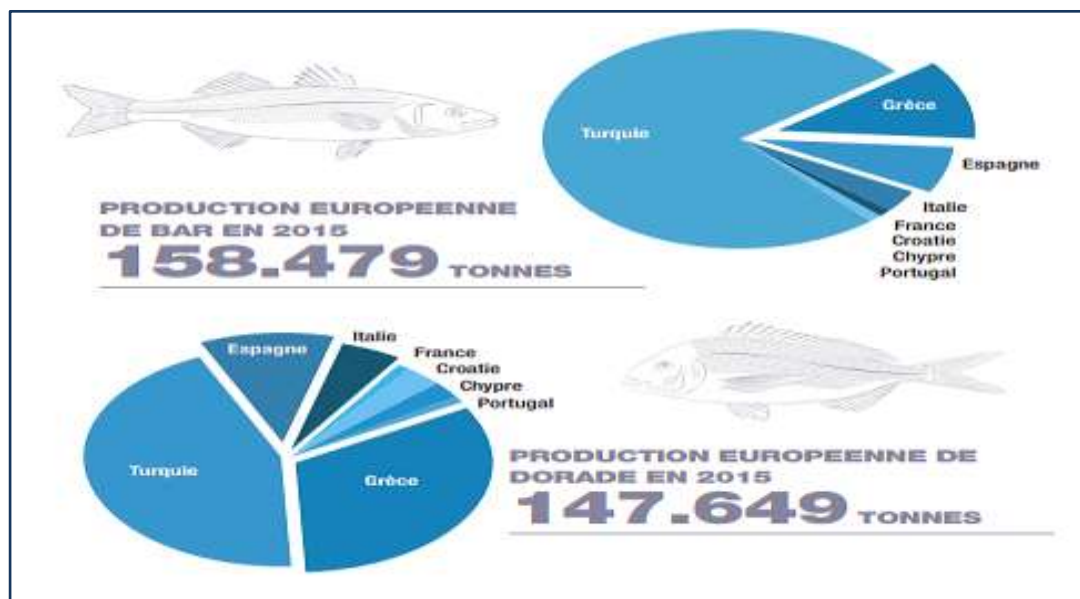


Figure.2. La production aquacole européenne en 2015 de bar et de daurade (www.Skretting.fr.2017).

Bien que la FAO (2018) projette l'augmentation de la production maricole en Méditerranée, la rentabilité de l'aquaculture en Méditerranée avait décliné depuis les années 2000 pour trois raisons : la hausse continue du prix de l'aliment, la concurrence croissante des importations d'Asie, et une législation de plus en plus complexe et contraignante dans un contexte de pression d'usage croissante sur la zone (Kara et al. 2018).

3. Aquaculture en Algérie

La population Algérienne résidente est estimée à 43,9 Millions d'habitants au 1er Janvier 2020 et elle croît à un rythme de 1,99% par an (ONS 2020). En Méditerranée et en Algérie, le poisson est apprécié comme aliment (Costopoulou et al. 2016), mais la consommation actuelle des produits de la mer en Algérie est de 4,58 kg/hab./an, alors que le seuil minimal recommandé par l'OMS est de 6,2 kg/hab./an, en outre les estimations préliminaires de la consommation de poisson par habitant s'élèvent actuellement à 20,5 kg, tandis que la consommation est à 10-20 kg/an en Tunisie et au Maroc (FAO 2020).

La faiblesse de la consommation résulte de plusieurs facteurs interconnectés notamment, le facteur culturel, la croissance d'une population à un rythme plus élevé que l'approvisionnement en poisson, ainsi que les faibles niveaux de revenu, tout comme par le

manque de canaux de commercialisation et de distribution des produits aquatiques (FAO 2020).

La demande nationale en poissons est plus de 100.000 tonnes (MPRH 2018), alors que la production aquacole est estimée à 4.200T en 2017, sa contribution en ressource halieutique s'éleve à 5% contre 95% pour le secteur de la pêche (MPRH 2018) où environ 80% de la production annuelle est constituée de petits pélagiques (sardine, anchois) (Chikhi 2018). Afin d'améliorer l'offre en produits aquatiques le ministère Algérien de la pêche et de l'aquaculture a lancé un schéma directeur de développement des activités de la pêche et de l'aquaculture à l'horizon de 2025, où 39 sites ont été recensés tout au long de littoral Algérien pour la pisciculture marine pour les phases de pré-grossissement et grossissement avec une production envisagée de 100.000 tonnes d'ici 2030 (MPRH 2014), contre une production de 10.000 tonnes en 2019 donc une croissance de 20% depuis 2015 (MPRH 2019) (**Fig.3**). Les principales espèces marines élevées en Algérie sont le loup de mer (*Dicentrarchus labrax*), la daurade (*Sparus aurata*) et le maigre (*Argyrosomus regius*), ainsi que les mollusques: la moule (*Mytilus galloprovincialis*) et l'huître (*Crassostrea gigas*).

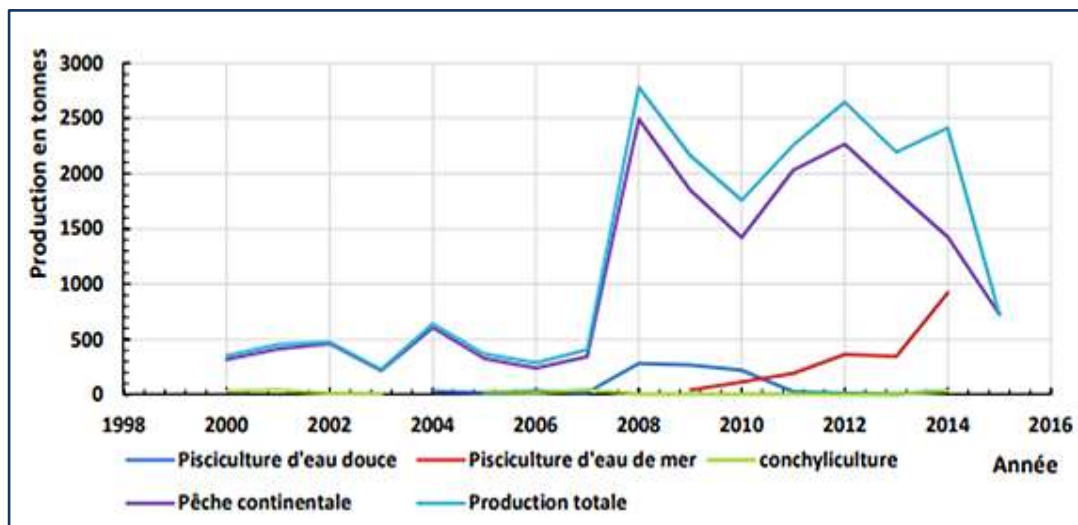


Figure.3. Evolution de la production halieutique et aquacole de 2000 à 2015 (MPRH 2018).

Les premiers documents décrivant les potentialités aquacoles Algériennes remontant dès avant le XIXème siècle, mais c'est devenu une réalité dans le pays il y a une vingtaine d'années. Elle a pour objectifs en Algérie l'augmentation de la production en produit de la mer et la création des opportunités d'emploi dans les différents créneaux de l'aquaculture ainsi que la création de la richesse. A l'heure actuelle les indices de production sont inférieurs aux

objectifs fixés par les études, avec notamment une faible absorption du taux de chômage (Kara et al. 2016).

L'aquaculture d'espèces marines est une réalité concrète en Algérie, même si la plupart des fermes aquacoles en bassins et en cages flottantes sont récentes et demeurent toujours à une phase initiale (Wiefels 2014), pourtant, les conditions nécessaires à son développement sont réunies, à savoir, des conditions naturelles adéquates, la volonté politique notamment en termes d'avantages financiers et fiscaux, l'intéressement du secteur privé et le marché.

Majoritairement, les projets aquacoles sont souvent plutôt sommaires, avec très peu de détails sur les choix techniques et sans liens directs avec la réalité et l'environnement du site où ils devront être réalisés. Les capacités de production sont systématiquement surestimées dans des proportions allant de 25 à 50 % (FAO 2018), pour que l'aquaculture en Algérie connaisse le développement escompté, la maîtrise des intrants de cette activité est primordiale (**Tableau 1**).

Tableau 1. Analyse SWOT de secteur maricole en Algérie.

<p><u>Points forts</u></p> <ul style="list-style-type: none"> -Secteur de la pêche déjà relativement bien structuré et équipé. - L'environnement naturel et institutionnel est favorable au développement. - Des programmes de formation et de recherche adéquats (Universités, CNRDPA, coopération). 	<p><u>Opportunités</u></p> <ul style="list-style-type: none"> -Plan Aquapêche 2025 et volonté politique de le mettre en œuvre. - l'élevage d'espèces adaptées aux côtes algériennes peu profondes. - Un marché domestique important et Demandeur. -Possibilité de développer de nombreuses industries liées aux intrants des activités aquacoles. .
<p><u>Points faibles</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Des faiblesses techniques pour développer ce créneau et manque d'expérience. - Le milieu n'est pas suffisamment riche pour le développement de la conchyliculture. - Manque d'approche socio-économique globale et locale concernant l'insertion de l'activité. - Nombreuses entreprises aquacoles à faible rentabilité ou non rentables. - Absence de stratégie commerciale bien définie (Marketing, force de vente...) - Chaîne de distribution non règlementée 	<p><u>Menaces</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Un risque de banalisation des produits. - Investissements massifs menant à une croissance déséquilibrée et finalement temporaire et provisoire. -Une concurrence forte de pays à faibles coûts de main d'œuvre ou de pays à haute technicité.

4. Les structures d'élevages de poisson

L'aquaculture intensive, dans laquelle les poissons sont élevés à très haute densités, peuvent être la solution la plus prometteuse pour répondre à la croissante demande en protéines d'origine marine (Hu et al. 2013; Béné et al. 2016). Elle permet une production très élevée de poissons par unité de surface à des biomasses aussi élevées que $30 \text{ kg} / \text{m}^3$ (Silva et al. 2012; Hu et al. 2014).

Le développement de l'aquaculture dans les zones côtières est fortement menacé, en raison de sa concurrence avec d'autres activités (tourisme, navigation, esthétique..), ajoutant ses exigences notamment en eau de qualité et en espace, plus, sa mauvaise perception par l'opinion publique ont entraîné son évacuation vers le large marin (Ottinger et al. 2016). Dans cette section les structures d'élevage en aquaculture intensive sont présentées.

4.1. Les cages

L'élevage en cage est le modèle le plus courant de l'aquaculture côtière (Mayerle et al. 2020). Les cages modernes sont des structures avec des cadres métalliques et des dispositifs de flottaison en plastique (**Fig.4**), les Filets et les cordes sont la base des structures d'élevage en cages marines (Lee et al. 2008). Les alevins, l'aliment, les produits thérapeutiques, les antisalissures et le travail constituant les principaux intrants dans un élevage en cage (Russell et al. 2011). Dans l'élevage en cage à petite échelle (pour une cage de 80 m^3), la biomasse moyenne obtenue avec les espèces marines est de 25 kg/m^3 , tandis qu' en intensive la cage peut contenir 1000 tonnes de poissons pour un volume de 60.000 m^3 (Edwards 2015; Piccolotti 2014). Le développement de l'aquaculture en cage dépend du type et de l'emplacement du site (Shih et al. 2009), donc la profondeur et la vitesse des courants sont les critères fondamentaux qui caractérisent les limites techniques pour la submersion des cages, la profondeur doit être comprise de 25 à 100m, tandis que la vitesse requise pour la bonne conduite de l'élevage est de 10-100cm/s . Pour la viabilité économique de la mariculture la distance entre les structures d'élevages et le port ne doit pas excéder à 46.3Km (Kapetsky & Aguilar-Manjarrez. 2013).

Les cages sont généralement caractérisées par un degré élevé d'interaction avec les systèmes de l'environnement, de ce fait, les cages sont installées dans des milieux eutrophes, à l'écart

des écosystèmes côtiers fragiles afin de réduire l'impact sur l'environnement (Yoza et al. 2007).

L'aquaculture en cage présente plusieurs avantages par rapport à l'élevage dans des bassins à terre grâce à son occupation des plans d'eau existant déjà (offshore, lac...), de plus, l'élevage en cage fait appel à une technologie relativement simple et maîtrisable bénéficiant souvent de l'absence de normes de rejet (Hussenot and Richard 2009). En outre, l'aquaculture en mer influe positivement sur certains indices des réactions de stress chez la daurade (Filiciotto et al. 2013), mais elle pourrait présenter des risques aux travailleurs comme la noyade (Fry et al. 2014).

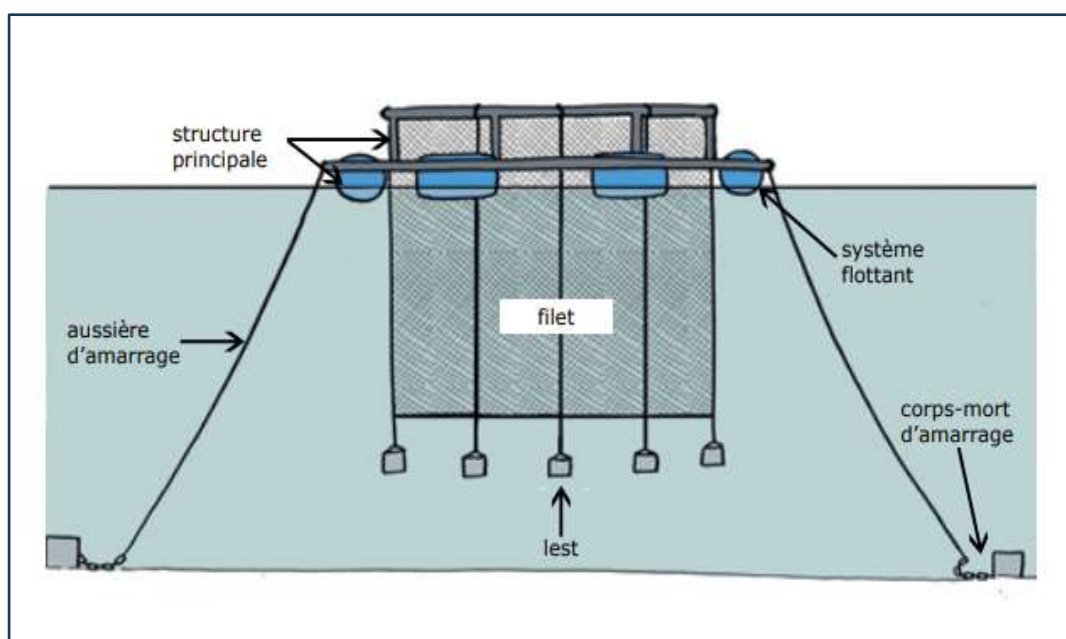


Figure.4. Schéma conceptuel d'une cage flottante (Piccolotti 2014).

4.2. Bassins à terre

Etant donné que l'élevage des poissons dans des étangs est une activité très rentable, l'aquaculture continentale est susceptible de continuer à dominer la production mondiale alimentaire aquatique (Cleasby et al. 2014), donc l'aquaculture onshore comprend une proportion importante sur l'échelle mondiale (Burns et al. 2014).

Le raceway ou « bassin couloir » est un canal de section rectangulaire traversé par un courant d'eau allant d'une extrémité (alimentation) à l'autre (évacuation), convient pour tous les stades d'élevage (**Fig.5**). Il est réalisé en béton pour garantir la meilleure étanchéité, la meilleure longévité et possédant des niveaux sonores inférieurs à ceux en fibre de verre, sauf qu'il est

plus coûteux (Filiciotto et al. 2013). Son rapport longueur / largeur doit être supérieur à 6 pour une efficace évacuation des déchets par le courant d'eau, donc des dimensions telles que 20m×2m, 30m×3m, ou 50m×4m, la profondeur moyenne étant de l'ordre de 1m, la pente du fond est généralement de 1%, l'ensemble donne de bons résultats (Samocho et al. 2019). Le débit d'eau est égal à 2 ou 3 fois le volume des unités de culture par heure (Boyd 2015) afin d'éviter la sédimentation et donc l'accumulation de matière organique provoquant une dégradation du milieu et la libération de sulfure d'hydrogène imposant un risque majeur pour la santé des animaux d'élevage (Guo et al. 2020), pour remédier à ce problème un niveau élevé de teneur en oxygène dissous dans la colonne d'eau doit être maintenu (Pungrasmi et al, 2013). Des suppléments d'alcalinité comme le bicarbonate de sodium sont généralement utilisés pour stabiliser le pH et l'alcalinité (Asaoka et al. 2013). Par conséquent des nettoyages fréquents sont alors nécessaires (El-Sayed 2020) et le traitement des effluents des bassins relativement dilués par un traitement classique des eaux usées n'est pas rentable, donc un bassin de décantation parait comme meilleur solution dans ce type d'élevage (Grabicová et al. 2020).



Figure.5. Un système commercial de production de poisson en raceway (Liberté 2020).

Contexte global

Les polluants organiques et inorganiques représentent une menace pour le milieu aquatique, avec des effets tels que la toxicité aiguë ou chronique pour les organismes aquatiques, accumulation dans les écosystèmes, et les pertes d'habitats et de la biodiversité, ainsi que les menaces pour la santé humaine (Jiang et al. 2014), sachant que l'environnement est un déterminant de la santé humaine .

Beaucoup de fermes à terre évacuent leur déchets dans les régions avoisinantes (Burns et al. 2014), pour prévoir l'impact d'un élevage sur le milieu environnant, la connaissance et la quantification des différentes sources de pollution (consommation d'oxygène, excrétion, nourriture non consommée...) est nécessaire tout en connaissant les variations selon les différentes conditions du milieu et les espèces élevées. L'activité métabolique des organismes aquatiques peuvent dans des conditions de forte intensité de culture produire des changements dans la chimie de l'eau qui serait rarement rencontré dans l'habitat naturel.

Des études réalisées dans les régions tempérées et en Méditerranée ont indiqué que la mariculture impacte principalement la qualité de l'eau et entraîne un enrichissement de sédiment, mettant ainsi la vie aquatiques en péril (Farmaki et al. 2014; Zhulay et al. 2015; Giangrande et al. 2020; Kalantzi et al. 2020), bien qu'en Méditerranée, l'impact sur l'environnement serait faible que prévu (Demirak et al. 2006 ; Holmer et al. 2007 ; Grigorakis et Rigos, 2011 ; Luna et al. 2013 ; Burns et al. 2014). Il est admet que l'aquaculture intensive sous toutes ses formes affecte son environnement (Sara and Archirafi 2007; Handâ et al. 2012b) parfois gravement même (Hu et al. 2014).

La mariculture peut affecter les différentes composantes de l'environnement marin mais également des espèces d'élevage peuvent être affectées par les conditions de l'environnement entourant (Dapueto et al. 2015). Dans ce chapitre, les impacts dans les deux sens de l'aquaculture sur l'environnement et de l'environnement sur l'aquaculture sont exposés.

1. Impact de la pisciculture sur le sédiment marin

Les sédiments sont considérés comme la meilleure preuve des perturbations anthropiques et ils agissent comme un réservoir et fournissent l'historique de la pollution (Arias-Andrés et al. 2014). Ils jouent un rôle majeur dans le stockage, le transport, la biodisponibilité et la toxicité des contaminants (Miniero et al. 2014).

Les fermes piscicoles semblent influencer les profils de concentration de la matière organique, de nutriments (Holmer et al. 2007; Mantzavrakos et al. 2007; Farmaki et al. 2014) et des métaux traces (Tovar et al. 2000; Farmaki et al. 2014). La nourriture des poissons, les fèces et les produits métaboliques, ainsi que les sous-produits tels que les médicaments (Zhang et al. 2016) et les pesticides contribuent à la charge des sédiments situés en dessous et autour des cages à poissons (Russell et al. 2011; Kalantzi et al. 2013). Cet enrichissement issu des fermes piscicoles affecte même la communauté benthique avoisinante (invertébrés, bactéries...) notamment les espèces qui se nourrissent de sédiment (Chelossi et al. 2003; Kawahara et al. 2009; Leung et al. 2014). La texture sableuse des sédiments contribue probablement à la diffusion et à l'adsorption des éléments (Farmaki et al. 2014). Le sédiment fin (argile-limon) riche en matière organique favorise l'accumulation des métaux (Caccia et al. 2003; Gao et al. 2013) et la libération de sulfure toxique pour le poisson notamment vers la fin de la période de culture (Holmer et al. 2003a; Fernandes et al. 2010), tandis que les sédiments carbonatés ont une grande capacité d'accumuler le phosphore (Holmer et al. 2007). Donc la composition de la couche supérieure de sédiment change en fonction des effluents de l'aquaculture et détermine la toxicité et la spéciation du contaminant (Adhikari et al. 2009; Liang et al. 2012). Lorsque le fond est bien balayé par de forts courants, les déchets seront, en général, dispersés sur une vaste zone (Read and Fernandes 2003; Farmaki et al. 2014), par contre les déchets grossiers sous les cages induisent à des conditions oxygènes et favorisent la libération des phosphates de sédiment à l'eau (Apostolaki et al. 2007; Papageorgiou et al. 2010), résultant l'apparition d'un important enrichissement en phosphore sous les cages. En opposée, l'enrichissement organique modérée peut stimuler la productivité de la communauté benthique et même d'améliorer la biodiversité (Tomassetti et al. 2016). Afin de restaurer les paramètres physico-chimiques et biologiques de sédiment, il est recommandé de pratiquer une jachère de deux ans (Brooks et al. 2003), bien qu'à partir de 2 mois de jachère l'écosystème commence à se rétablir (Zhulay et al. 2015).

2. Métaux traces

La pollution par les éléments traces métalliques dans l'environnement aquatiques est due aux activités anthropiques, tels que l'exploitation minière, les eaux usées, le transport maritime, les activités agricoles et aquacoles (Soro et al. 2009; Maas et al. 2010; Zhang et al. 2015b) ainsi que les processus naturels (Zhang et al. 2016). L'accumulation des métaux traces dans l'environnement est un sérieux problème en raison de leur persistance à long terme et leur bioamplification à différents niveaux trophiques ce qui menace la santé publique (Cherfi et al. 2015; Fahssi and Chafi 2015; Iamiceli et al. 2015). Des concentrations élevées en métaux ont été rapportées dans les zones où les établissements aquacoles sont amarrés (Yohannes et al. 2013; Farmaki et al. 2014), cependant les poissons sauvages agrégeant autour des cages de la ferme accumulent un plus grand nombre de ces éléments que les poissons d'élevage (Qiu 2015b), ce phénomène est dû au fait que les poissons sauvages sont plus actifs et expriment donc plus de protéines qui ont une forte affinité pour les métaux et par la théorie de la dilution due à l'effet de la croissance comme les poissons d'élevages croient plus vite que les congénères sauvages (Yoo et al. 2019).

3. L'utilisation des poissons sauvages comme aliment

L'aquaculture a une tendance croissante à dépendre des aliments composés (FAO 2016). Le taux de production totale des aliments industriels aquacoles composés a augmenté de 15 à 20% depuis 2008 (Tacon et al. 2012). Les ingrédients clés couramment utilisés dans les aliments aquacoles sont :

- a) sources de protéines : farine de poisson, farine de soja, différents tourteaux et farines des graines oléagineuses,
- b) sources d'énergie/glucide : divers céréales et sous-produits de céréales,
- c) et des lipides/huiles : l'huile de poisson et les huiles végétales (Tacon et Hasan, 2007).

L'aquaculture est aujourd'hui le plus grand utilisateur de la farine et de l'huile de poisson raison que ces produits sont des constituants essentiels de régimes alimentaire pour la production intensive de poissons carnivores (Oliva-Teles et al. 2015), où une tonne d'aliments pour poissons contient 660 kg de farine de poisson et 110 kg de l'huile de poisson (Samuel-fitwi et al. 2013).

La farine de poisson est produite par un processus de réduction, où les poissons sont cuits, presse-séchés et broyés en farine alors que l'huile de poisson est un sous-produit du procédé. En moyenne 4-5 kg de poisson frais donnera 1 kg de farine et 100 g d'huile de poisson (Tacon and De Silva 1997). Environ 57 % de la farine de poisson produite est actuellement utilisée dans l'aquaculture et 36% des captures de la pêche sont utilisées pour la production de la farine et de l'huile de poisson (FAO 2013).

L'absence de données de fond suggère que l'utilisation des poissons de rebut/poissons de faible valeur marchande comme aliments aquacoles en Afrique est négligeable puisque 70 % des captures des petits pélagiques en Afrique sont utilisées pour la consommation humaine et seulement 30 % est réduite en farine de poisson (Hecht et Jones, 2009).

Globalement, les principales espèces utilisées pour la fabrication de la farine et l'huile de poisson sont des petites espèces pélagiques telles que l'anchois (*Engraulis ringens*), le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus harengus*), le chinchard du Chili (*Trachurus murphyi*) ainsi que le traitement des déchets des industries des produits de la mer (Olsen and Hasan 2012). Bien que leurs taux de fécondité élevés permettent une récupération rapide, il est à craindre l'impact de la pression de pêche sur les relations prédateur-proie dans les écosystèmes déjà stressés (Lopes et al. 2015).

La dépendance accrue du secteur de l'aquaculture sur les pêches de capture marines comme source d'alimentation est un sujet de préoccupation pour leur gestion (Hardy 2010), puisque la surface de l'eau de mer nécessaire pour produire la nourriture donnée aux saumons dans les cages est d'environ 1 km² par tonne de saumon (Demirak et al. 2006).

Une alimentation de bonne qualité pourrait atténuer les effets induits par le stress de la salinité ainsi que l'ammoniac (Sinha et al. 2015) et aboutir à un produit de qualité.

La substitution de l'huile de poisson par des huiles végétales terrestres modifie la composition en acides gras de la chair des poissons (Benítez-Dorta et al. 2013), de ce fait la chair de poisson d'élevage perd son intérêt nutritionnel étant qu'elle est riche en acide gras n-6 et pauvre en acide gras polyinsaturés à longue chaîne n-3 bénéfiques pour la santé humaine, afin d'éviter que la chair de poisson ne perde son intérêt nutritionnel, la stratégie préconisée est l'utilisation d'un aliment de finition riche en huiles de poisson à haute teneur en DHA (L'acide docosahexaénoïque) (Médale et al. 2013), idem l'utilisation de l'huile de poisson à partir de krill pourrait être aussi une solution (Samuel-fitwi et al. 2013), les flocons microbiens (biofloc) peuvent servir d'avantage de substitut à la farine de poisson (Bauer et al.

2012), ces pratiques apparaissent comme alternative pour réduire partiellement la pression sur les ressources marines destinées à l'alimentation aquacole.

4. Aliment extrudé

Les granulés alimentaires fournissent de l'énergie et les nutriments pour maintenir le fonctionnement du système et génèrent des réserves nécessaires d'amener les animaux jusqu'à leur poids commercial (Bayle-sempere et al. 2013).

Les nutriments sont généralement fournis régulièrement deux fois par jour, mais les petits poissons sont nourris trois ou quatre fois par jour. Le facteur de conversion alimentaire est la clé de l'évaluation des paramètres de croissance et de la qualité de l'aliment (Li et al. 2014), des coefficients de conversion de 1,0-1,1 sont rapportés dans les exploitations piscicoles norvégiennes (Read and Fernandes 2003).

Le type d'aliments utilisés et les pratiques d'alimentation varient en fonction de différentes régions, aussi la durée de cycle d'élevage de poissons qui affecte considérablement le taux d'alimentation (Rodde et al. 2020). Pour l'élevage en cage l'alimentation flottante est recommandée pour permettre suffisamment de temps pour tous les poissons de se nourrir (Unger and Brinker 2013), cependant la quantité et la nature des déchets dépendent de la composition d'origine de la nourriture et les pratiques aquacoles (gaspillage, densité), sachant que l'aliment extrudé représente 50% des coûts de l'exploitation aquacole (Burns et al. 2014). Les aliments granulés en aquaculture moderne, conduisant à des préoccupations environnementales majeures, notamment l'aliment non ingéré qui est la source principale des pollutions engendrées par les activités aquacoles (Li et al. 2017), de tant plus que sa vitesse de sédimentation est plus rapide que les matières fécales (Islam 2005), et le transport d'aliments pour l'élevage de saumon contribuant de 12% dans l'empreinte de carbone totale (Nijdam et al. 2012).

En règle générale, environ 30% des nutriments contenus dans l'alimentation contribuent à la croissance, le reste sera rejeté sous formes de déchets métaboliques et d'aliment non ingéré. L'amélioration des techniques d'alimentation pourrait réduire le taux d'aliment non ingéré à moins de 5% (Handå et al. 2012a), ainsi que l'application de la restriction alimentaire comme un outil de gestion pour contrôler la qualité de l'eau et la maladie (Sinha et al. 2020). Par ailleurs, un poisson d'élevage consomme 2 à 5 fois moins que son homologue sauvage (IFREMER 2011), il faut 60 à 70 kg de petits pélagiques pour produire 1 kg de thon dans la

nature, contre 25 kg d'aliment extrudé pour produire 1 kg de thon d'aquaculture (Hattour 2011), cependant les espèces aquatiques présentent un meilleur indice de transformation que les animaux d'élevage terrestres, 1.9 pour le poulet contre 1 pour la truite d'élevage. La qualité de la chair est un facteur important pour le consommateur (Claret et al. 2012), de ce fait, des recherches sont encore nécessaires pour évaluer la nouvelle alternative durable en protéines et en lipides pour remplacer la farine et l'huile de poisson, L'aliment composé peut être contaminé soit par la présence des contaminants indésirables dans les ingrédients (les salmonelles, les mycotoxines, résidus de médicaments, polluants organiques persistants, les produits chimiques agricoles et les métaux lourds) (Amlund et al. 2012; Pietsch 2020) ou par contamination externe lors de stockage d'où l'existence d'un risque que les contaminants passent le long de la chaîne alimentaire et menace la santé humaine (Kar et al. 2011), à ce propos, FAO (2016) a mis au point un code d'usage pour l'alimentation animale étant un aliment de qualité commence par des ingrédients de qualité et qu'un aliment non contaminé réduit les impacts sur les écosystèmes côtiers et sur la mariculture.

5. La colonne d'eau

La colonne d'eau représente le vecteur physique de la charge polluante, donc la compréhension de sa dynamique et des processus physiques, chimiques et biologiques affectant sa qualité permettrait d'obtenir une vision plus claire du monde naturel et renseigne sur le choix de site d'implantation des établissements aquacoles (Sara and Archirafi 2007; Johansson et al. 2007). L'effet sur la colonne d'eau est grand en ce qui concerne l'aquaculture de crevettes, faible dans le cas des poissons et des bivalves (Williamson et al. 2015), néanmoins la conchyliculture (les filtreurs) entraîne l'épuisement des phytoplanctons, zooplanctons et sestons dans la colonne d'eau (Callier et al. 2008). De façon générale, les effets de la mariculture sur la colonne d'eau sont modérés (Leung et al. 2014) grâce à l'hydrodynamisme qui joue un rôle important dans la dispersion des déchets particuliers et dissous avant d'être assimilés par l'écosystème pélagique et benthique (Cromey et al. 2009; Belabed et al. 2013). Afin de protéger le cheptel et les infrastructures des houles et des courants forts, la plus grande hauteur de la vague ne doit pas dépasser 2,5 m (Dapueto et al. 2015; Kristiansen and Faltinsen 2015), de même la biomasse de poissons en cage affecte probablement l'hydrologie locale en réduisant la vitesse des courants (Lee et al. 2008). Les zones oligotrophes ont un excellent potentiel pour l'aquaculture (Casadevall et al. 2020) pour

cela aucun effet néfaste sur la chimie de la colonne d'eau dans un élevage de thon rouge ou de bar n'est rapporté en Méditerranée (Doglioli et al. 2004; Vezzulli et al. 2008).

6. Effet de la Température

La température est l'un des facteurs abiotiques affectant directement la dissolution de l'oxygène dans l'eau de mer (Song et al. 2019) et accélérant les processus biologiques dans l'eau, par exemple la gamétogénèse et la vitellogénèse (Taranger et al. 2015), le métabolisme de l'azote et son excrétion sont proportionnellement liés à l'augmentation de la température (Nerici et al. 2012) comme les poissons sont poïkilothermes.

La température de l'eau est en effet un facteur prédominant de la survie des juvénile de poisson d'élevage (Tsuda et al. 2012), elle accélère aussi la croissance chez la daurade, en stimulant l'assimilation de la nourriture (Dambrine et al. 2020). Chez *S.aurata* la baisse de température affecte gravement la consommation d'oxygène, compétence immunitaire, la croissance et les principales voies du métabolisme énergétique (Vargas-chacoff et al. 2009). Elle influence aussi la dynamique du plancton (Mei et al. 2010), et elle joue un rôle essentiel dans le déclenchement des blooms phytoplanctoniques, il semblerait aussi qu'elle est même impliquée dans la synthèse des toxines (Accoroni et al. 2017) et dans le maintien des blooms de phytoplancton toxique (Ninčević Gladan et al. 2020).

L'installation transitoire de thermocline favorise l'apparition d'anoxie et vraisemblablement l'empoisonnement des eaux profondes par des émissions d' H_2S (Le sulfure d'hydrogène) et de NH_4^+ (Fuchs et al. 2017). L'augmentation de la température peut stimuler la méthanogénèse, ce qui contribuerait à l'émission de CH_4 (méthane) dans l'atmosphère (Yang et al. 2015), en opposée, la diminution de la température augmente de manière exponentielle les émissions de N_2O provenant de l'aquaculture (Paudel et al. 2015).

7. La Salinité

Au cours de ces dernières années suite au réchauffement climatique et à la fonte des calottes glaciaires la salinité est affectée notamment en baies fermées et en eaux côtières (Merchel and Walczowski 2020). La salinité a un effet profond sur l'ionisation et l'équilibre de l'ammoniac total (NH_3 « toxique » et NH_4^+ « non toxique »), et elle réduit les effets toxiques de certains éléments chimiques (Bielmyer-Fraser et al. 2018). La vitesse de sédimentation des particules

est en fonction de la salinité, en Méditerranée, la vitesse de sédimentation des matières fécales varie entre 2 et 4 cm / s et elle est égale à 12 cm / s pour les aliments non ingérés (Doglioli et al. 2004). La pycnocline influence les profils d'oxygène et elle joue aussi le rôle de barrière et empêche la remontée des sels minéraux qui sont indispensables pour la croissance de phytoplancton (Iriarte et al. 2013). Les poissons sont sensibles aux changements de salinité (Vargas-chacoff et al. 2009), chez *D.labrax*, la salinité affecte la croissance et la tolérance aux variations de l'ammoniac notamment à des salinités élevées (Kır et al. 2019; Islam et al. 2020).

8. L'oxygène dissous

Une concentration optimale de l'oxygène dans la colonne d'eau est la clé de maintien de la vie des organismes en élevage (Liu et al. 2012). Habituellement, la teneur naturelle en oxygène de l'eau est insuffisante pour répondre aux besoins de la croissance de base des poissons en élevage (Cheng et al. 2019). Pour les élevages dans les cages en mer, la photosynthèse et le mélange des masses d'eau sont les responsables de l'oxygénation de l'eau (Johansson et al. 2007), par contre, pour les établissements aquacoles à terre l'oxygène est une préoccupation (Nerici et al. 2012). A titre d'exemple, un sinistre s'est produit en 2010 à la ferme marine ONDPA (wilaya de Boumerdès) suite à l'arrêt de système d'oxygénation où elle a perdu sa production de daurade estimée à 30 tonnes (Liberté 2010). Aux élevages en mer ouverte, les conditions d'O₂ dissous les plus mauvaises se produisaient régulièrement la nuit dans les positions centrales et basses de la cage (Solstorm et al. 2018), en raison de la respiration des organismes aquatiques et l'éclipse de l'activité photosynthétique (Zang et al. 2011). Il est à constater que la faible teneur en oxygène autour des cages et la disponibilité des sels minéraux favorisent le développement de phytoplancton nuisible (Iriarte et al. 2013).

Par ailleurs, des diminutions des niveaux d'oxygène dissous sont enregistrées aux sédiments au-dessous des cages suite aux phénomènes d'oxydoréductions de la matière organique en abondance par les bactéries présentes dans le site (Rudolph et al. 2009), cet appauvrissement en oxygène pourrait conduire à la libération de l'ammonium et de phosphate dans les sédiments marins (Holmer et al. 2003a). Dans les systèmes aquacoles à terre l'appauvrissement en oxygène conduit à des émissions plus élevées de gaz à effet de serre

N₂O (Hu et al. 2013), et réduit l'efficacité des bactéries nitrifiantes (Velusamy and Krishnani 2013; Luo et al. 2016).

L'oxygène dissous est l'un des facteurs limitant le métabolisme physiologique aquatique, et sa valeur est un indicateur de l'état de la pollution (Lananan et al. 2014). Le poisson s'arrête de manger à des niveaux d'oxygène bas (Zainal 2016) ce qui se répercute négativement sur la croissance (Jørgensen et al. 2017), et lorsque l'hypoxie persiste, des hormones de stress sont libérées et les poissons ne peuvent pas survivre longtemps (Oppedal et al. 2011), de ce fait pour le bien être des organismes en élevage, la saturation en oxygène ne doit pas tomber aux dessous de 80% à 25C° (Aguirre-Velarde et al. 2016). Enfin, dans les systèmes d'aquaculture intensive l'oxygène doit être soigneusement surveillé et contrôlé (Le et al. 2016).

9. Effets du CO₂ sur le poisson

Le CO₂ est un gaz d'air, sa pression partielle est environ 0,03% de la pression atmosphérique. L'effet de niveaux élevés de *p*CO₂ (appelé hypercapnie) sur la physiologie des poissons est d'un intérêt croissant en raison de l'augmentation mondiale continue des niveaux de CO₂ atmosphérique à l'origine de l'acidification des océans du monde, donc ce phénomène aura des effets néfastes sur la pêche commerciale et l'aquaculture (Richards et al. 2015). La concentration de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'eau pure est d'environ 0,59 mg L⁻¹ dans des conditions normales (20 °C, 1 atm), mais dans les systèmes d'aquaculture intensive, le CO₂ atteint des concentrations qui sont 20 à 100 fois plus élevées (Steinberg et al. 2017).

On entend par hypercapnie une augmentation de la pression sanguine en CO₂ due à une augmentation du *p*CO₂ aquatique, elle est un facteur limitant dans les conditions d'aquaculture intensive dans des bassins à terre (Rimoldi et al. 2009; Aslam et al. 2019) où la densité peut atteindre 100 kg de poisson / m³. La respiration biologique des poissons, la photosynthèse, et la minéralisation de la matière organique sont à l'origine de l'accumulation de CO₂ dans les eaux de l'élevage (Yang et al. 2015), pour chaque 10 mg / L d'oxygène consommée, environ 13-14 mg / L de CO₂ est excrété par les branchies des poissons (Hu et al. 2011). Par conséquent, une concentration élevée en CO₂ dissous réduit le pH de l'eau qui favorise la solubilité d'éléments toxiques tels que l'aluminium (Al), le cadmium (Cd) et augmente leur toxicité potentielle (Hvas et al. 2016) et l'exposition chronique à des niveaux élevés en CO₂ affecte considérablement les fonctions biologiques des poissons et les met en état de stress en

particulier l'appétit, l'assimilation des aliments et la croissance corporelle chez les poissons, ainsi que la respiration qui est considérablement réduite même à des concentrations élevées en oxygène dissous dans l'eau (Tirsgaard et al. 2015; Mota et al. 2019; Skov 2019). De ce fait, la concentration de CO₂ de l'eau de l'aquaculture doit être inférieure à 10 mg / L pour les espèces sensibles (Hu et al. 2011) et il semblerait que le traitement à la chaux peut non seulement réduire l'émission de CO₂ des systèmes aquacoles à terre mais aussi faire du système un puits pour le CO₂ atmosphérique (Chanda et al. 2019).

10. Effet de serre

La conversion des terres côtières en installations aquacoles modifie considérablement les émissions de gaz à effet de serre (GEF) et contribue pertinemment à la perte de la biodiversité (Yang et al. 2017). L'aquaculture intensive en bassin est une source importante de dioxyde de carbone (CO₂), de méthane (CH₄), et d'oxyde nitreux (N₂O) (Wu et al. 2018) reconnus comme les principaux gaz à effet de serre (GES) actifs dans l'atmosphère contribuant au réchauffement climatique de 60, 25 et 5%, respectivement (Yang et al. 2015).

Les étangs d'aquaculture sont des écosystèmes semi-artificiels (Ma et al. 2018), le flux de CO₂ est probablement lié aux effets de la photosynthèse, de la respiration biologique et de la minéralisation de la matière organique, contre les flux de N₂O contrôlés par les interactions entre la disponibilité du substrat d'azote et le pH, tandis que les émissions de CH₄ sont en fonction de l'état trophique et la concentration d'oxygène dissous (Yang et al. 2018).

Les bassins d'aquaculture présentent des flux d'émissions de N₂O beaucoup plus élevés que les autres écosystèmes aquatiques en raison de l'abondance de l'activité des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes (Yang et al. 2020b). L'oxyde nitreux (N₂O) est l'un des principaux GES atmosphériques à longue durée de vie qui a un potentiel de réchauffement planétaire environ 265 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone (CO₂) sur une échelle de 100 ans (Yang et al. 2020a). Les émissions directes et potentielles de N₂O provenant des systèmes aquacole à recirculation sont estimés à 885 mg de N₂O/ kg d'aliments pour poisson ou de 1,36 g de N₂O /kg de production de poisson (Paudel et al. 2015), donc environ 1,3% de l'apport d'azote est émis sous forme de gaz N₂O (Hu et al. 2013).

En aquaculture, la production d'aliments (Ghamkhar and Hicks 2020) et le transport d'aliment et d'autres équipements vers les structures d'élevage au large consomment de l'énergie et contribuent également aux émissions des gaz à effet de serre (Nijdam et al. 2012). D'ici 2030

l'aquaculture pourrait contribuer à hauteur de 5,72% émissions N₂O anthropique, avec un taux de croissance annuelle de 7.1% (Hu et al. 2013), il est estimé que le méthane et l'oxyde nitreux sont collectivement responsables d'environ 20 % du réchauffement climatique prévu (Bhattacharyya et al. 2013). Enfin, les émissions de gaz à effet de serre de l'aquaculture restent relativement faibles, 5% pour des émissions agricoles (FAO 2018).

11. Les sels nutritifs

Les élevages de poissons produisent de grandes quantités de déchets, dont le phosphore inorganique dissous (P) et l'azote (N) qui se concentrent majoritairement autour des cages de poissons (Mirto et al. 2002; Mantzavarakos et al. 2007). Donc la compréhension des bilans des sels nutritifs est utile pour une gestion durable des exploitations aquacoles. Les charges en azote et en phosphore provenant d'une cage en mer dépendent du rapport de la conversion alimentaire, en se basant sur le facteur de conversion alimentaire, il est montré que 132,5 kg de N et 25,0 kg de P sont rejetées dans l'environnement pour chaque tonne de poisson produite (Doglioli et al. 2004).

L'ammoniac est un polluant commun, résultant des apports anthropiques d'azote particulaire et organique, de l'excrétion des animaux d'élevage et de l'aliment non ingéré (Meinelt et al. 2010). Dans l'élevage de poisson en intensif, l'ammoniac est le paramètre déterminant de la qualité d'eau (Silva et al. 2012), sa concentration peut y excéder à 46 mg/l (Cheng et al. 2015) ainsi qu'il est considéré comme indicateur d'une pollution récente (Tovar et al. 2000).

L'ammoniac (l'azote ammoniacal total) est un sous-produit de catabolisme des protéines, en solution aqueuse se compose de deux formes principales (NH₃, NH₄⁺) (Ip et al. 2001) dans les systèmes d'aquaculture (NH₃ aqueux) est la prédominante espèce d'azote (Paudel et al. 2015), représentant ainsi environ 70 à 90% de l'azote total excrété (Nobre et al. 2010), le pourcentage restant est généralement de l'urée pour la majorité des téléostéens marins, il est excrété par les branchies des poissons soit par diffusion de NH₃ à travers les membranes cellulaire en raison de sa solubilité lipidique et l'absence de charge, ou comme NH₄⁺ via la membrane apicale en échange du sodium (Na⁺), son pic d'excrétion est atteint 6h à 8 h après l'alimentation (Nerici et al. 2012; Sinha et al. 2015). La nature toxique de l'ammoniac semble être similaire chez les poissons et chez les mammifères (Feldman et al. 2014).

L'hyperammoniémie induit à une gamme d'effets écotoxicologiques sur les poissons en endommageant les branchies et affectant l'efficacité des échanges gazeux (Randall and Tsui 2002), ainsi que la stimulation de la libération des hormones corticostéroïdes dans la circulation veineuse, ce qui inhibe leurs croissances (Milla et al. 2009), elle est responsable aussi de la modification dans le métabolisme énergétique, perturbation de l'équilibre ionique, dommage de l'ADN (Sinha et al. 2015), l'augmentation de la vulnérabilité à la maladie, et même la mortalité (Seo et al. 2020). Le NH_4^+ est considéré comme non toxique en raison de son incapacité à pénétrer dans les membranes cellulaires cependant le nitrite converti l'hémoglobine en méthémoglobine qui n'est pas capable de transporter l'oxygène (Jensen 2003). Comme l'ammoniaque est une substance toxique pour l'environnement, il doit être éliminé. Pour faire, l'échange perpétuel de l'eau est l'approche la plus courante pour éviter son excès, par contre dans les structures à système recyclé, il est éliminé par nitrification via l'oxydation biologique par les bactéries nitrifiantes de l'ammoniac en nitrites, et ensuite en nitrate moins toxique (John et al. 2020). L'ajout aussi de chlorure de sodium est généralement appliqué en aquaculture afin de minimiser les effets indésirables de NO_2^- car le Cl^- est en concurrence avec le NO_2^- pour le même canal ionique (Meinelt et al. 2010).

Quant au phosphore, Le poisson l'utilise pour satisfaire ses différents besoins que sont les réactions de phosphorylation et le développement de tissu osseux, lorsque sa disponibilité dépasse ses besoins, le surplus est éliminé dans les urines et par les branchies (kaushik 2005). En aquaculture, le phosphore contenu dans les aliments est le principal facteur de pollution (Saviolo Osti et al. 2020). Le phosphore est l'un des nutriments qui contribuent le plus à l'eutrophisation des eaux (Chikhaoui et al. 2008). En milieu marin, il est présent sous la forme d'orthophosphates (Buhmann and Papenbrock 2013), considérée comme un paramètre fiable pour déterminer l'étendue spatiale des déchets particuliers (Sanz-lázaro et al. 2011), sa disponibilité est due aux transports atmosphériques (Karydis and Kitsiou 2012), lessivage des terres agricoles et les eaux usées domestiques et industrielles (La Jeunesse et al. 2002; Oladoja et al. 2015). Tandis que son accumulation dans les eaux d'élevage aquacole n'a pas d'effets néfastes sur la santé de l'élevage, il semblerait avoir des effets positifs même sur le rendement de la production (Bussel et al. 2013) mais aussi un puissant prédicteur de la mortalité des herbiers marins due à la pisciculture (Díaz-Almela et al. 2008).

12. Matières en suspensions

La matière en suspension produite à partir de l'aquaculture est principalement composée de particules supérieures à un micron (Sara and Archirafi 2007). La fraction organique de la matière en suspension est le noyau des changements des caractéristiques chimiques et biochimiques de l'eau (Hung et al. 2014), elle est potentiellement l'un des plus importants problèmes environnementaux de l'aquaculture. Les matières solides en suspension empêchent la pénétration de la lumière, ce qui réduit l'activité photosynthétique et par conséquent la production de l'oxygène mettant ainsi la vie aquatique en péril (Houma et al. 2011), comme elles peuvent être aussi à l'origine de l'asphyxie des poissons par colmatage des branchies, elles sont un support pour les contaminants notamment les métaux lourds, les stéroïdes, les parasites (Andrási et al. 2013) et l'oxytétracycline...ect qui sont susceptibles de rester adsorbés sur les matières en suspension en raison de leurs fortes affinités pour les matières organiques (Rico et al. 2013).

Par ailleurs, dans les systèmes aquacoles à recirculation, une forte concentration de matières en suspension influe négativement la nitrification (Martins et al. 2010), il est en effet recommandé que le maximum de sa concentration dans un système d'aquaculture ne doit pas dépasser 50 mg / L (Hu et al. 2014).

13. Macro algues et Phanérogames marines

Les fermes de poissons côtières favorisent la croissance des magroalgues dans la zone environnante et améliorent la qualité des produits tissulaires tels que l'agar-agar grâce à l'enrichissement en nutriments (Rejeki et al. 2018), cependant la privation de lumière causée par les cages d'élevage de poissons régit principalement la répartition des herbiers marins (Puhr and Pikelj 2012).

Les prairies de la posidonie sont un écosystème unique, elles sont endémiques à la Méditerranée et elles jouent un rôle écologique majeur dans la zone côtière (Apostolaki et al. 2007) notamment la prévention de l'érosion, l'augmentation de la biodiversité côtière, la transparence de l'eau, la séquestration du CO₂, et l'oxygénation de l'eau et des sédiments (Marbà et al. 2006; Mirto et al. 2010). Son habitat préféré coïncide avec l'environnement idéal pour la pisciculture (Brigolin et al. 2015).

Il est à mentionner que très peu de temps (mois) après la mise en œuvre d'une activité aquacole dans une zone à posidonie, il se produit une détérioration de ces prairies de *P. oceanica* (Kružić et al. 2014) et une perte de leurs densités dépassant 50% de la superficie existante (Ruiz et al. 2001)

Les effluents de la pisciculture affectent les cycles des nutriments dans l'écosystème à posidonie en passant d'un puits à une source de nutriments, de cette manière, le taux de décomposition et la perte de carbone et d'azote fixés dans un herbier est prononcée sous les cages, sauf que la perte de phosphore est moins évidente, de plus, ils sont à l'origine de la dégradation de la qualité de l'eau et de sédiment contribuant alors au déclin des prairies de la posidonie (Holmer et al. 2007; Boumaza et al. 2014) cet enrichissement conduit aussi à la production excessive de flavonoïdes « sorte de défense chimique contre les herbivores, et antioxydants pour les dommages induits par les herbivores » dans *P. oceanica* qui lui permet de résister à la forte pression de pâturage (Cannac et al. 2006; Apostolaki et al. 2010).

Les activités de pisciculture affectent fortement les paramètres physiologiques des prairies à *P. oceanica* voisines (Pérez et al. 2008), à cet égard, les pertes économiques annuelles d'utilisation directe du service de pêche côtière fourni par *P. oceanica* sont estimés à 60 millions d'euros (El Zrelli et al. 2020). Enfin, pour protéger ces prairies il est recommandé d'éloigner les piscicultures de *P. oceanica* à une distance de sécurité dépassant 400 m (Holmer et al. 2008; Kletou et al. 2018).

14. Interactions avec les populations sauvages

En dépit du manque des données quantitatives sur le nombre d'animaux qui échappent à l'exploitation aquacole, les daurades de mer ont représenté le plus grand nombre d'évasions des incidents enregistrés suivies par les saumons de l'Atlantique (Jackson et al. 2015). Il est fort possible qu'il ait des interactions génétiques entre la population naturelles et leurs congénères de l'aquaculture échappés (Bentsen and Thodesen 2005). Les pertes annuelles dues aux évasions de bars et de daurades en Méditerranée s'élèvent à 42,8 millions d'euros (Jackson et al. 2015), apprenant que la plupart des incidents de fuite sont directement liés à la défaillance de la structure (les trous dans le filet) ou à une erreur opérationnelle (Føre and Thorvaldsen 2021).

l'aquaculture pourrait avoir des effets indésirables sur les populations sauvages suite aux agrégations de ces derniers autour des structures d'élevage (Tomassetti et al. 2015), tels que la transmission de maladies et de parasites ou simplement par ingestion des déchets contaminés (Johansen et al. 2011; Ferreira et al. 2014), de plus, les activités d'aquaculture (équipement, emballages, décharges des eaux..) sont considérées parmi les principales voies de l'invasion des espèces non indigènes (Ojaveer et al. 2014), étant donné que 26,5 % de la production aquacole mondiale comprend des espèces non indigènes (Atalah and Sanchez-Jerez 2020). En revanche, l'aquaculture méditerranéenne a été touchée par des épidémies de méduses avec de graves conséquences économiques suite aux mortalités des poissons d'élevage, en obstruant les cages en filet ou en infligeant des piqûres douloureuses aux opérateurs de terrain (Bosch-Belmar et al. 2017).

Les poissons sauvages sont attirés par les cages à poissons et d'autres structures flottantes dans l'environnement Méditerranéen, et se nourrissent des déchets de poissons d'élevages (Kalantzi et al. 2014) ainsi les fermes marines semblent modifier la dynamique des populations de poissons sauvages locales, et attirent les grands poissons pélagiques de grande valeur économique (Tomassetti et al. 2015). Les poissons agrégés autour des cages flottantes amortissent les impacts écologiques de la pisciculture (Bayle-Stephane et al. 2013) en contrepartie des changements dans le profil d'acides gras de la faune agrégée ont été détectés (Gonzalez-silvera et al. 2015), et affectent également le fonctionnement de l'écosystème environnant d'un point de vue trophique (Navarrete-Mier et al. 2010; Sanz-lázaro et al. 2011) contribuant efficacement à la réduction des taux de sédimentation de N et P.

15. Les antibiotiques

La croissance et l'amélioration de la production des produits aquatiques ont conduit à une utilisation excessive des produits chimiques (Rico et al. 2013; Chen et al. 2015) qui peuvent être classés comme désinfectants, produits antisalissure et les médicaments vétérinaires. « Les médicaments » terme comprend des antibiotiques, des anesthésiques, ectoparasitocides, endoparasitocides et vaccins. Ils sont utilisés pour guérir et/ou prévenir des maladies (Hai 2015; Hoseini et al. 2019) afin d'éviter des pertes économiques considérables pour les exploitations aquacoles à cause des agents pathogènes (Toranzo et al. 2005; Silva et al. 2013) notamment les infections bactériennes et en second lieu les infections fongiques (Kotob et al.

2016). Ils interviennent aussi dans le métabolisme en accélérant la prise de poids (Oliveri Conti et al. 2015).

Les antibiotiques peuvent être administrés par les aliments ou par voie aqueuse (dans les eaux l'élevage) (Liu et al. 2017), leurs utilisations dans les élevages aquacoles est rapportée à être élevée (Zhang et al. 2015) où 70 à 80% des antibiotiques administrés par aliment sont rejetés via les urines et les fèces de poissons (Christensen et al. 2006), il est estimée que plus de 1900 kg/ an d'antibiotiques sont libérés par excrétion fécale dans l'environnement par les exploitations aquacoles des sparidés en Méditerranée (Rigos et al. 2004).

La Chine consomme un quart de la totalité des antibiotiques utilisés dans le monde, « Enrofloxacin » est l'antibiotique le plus couramment utilisé dans des fermes d'aquaculture en Asie (Rico et al. 2013; Chen et al. 2015), en conséquence, les poissons et produits de la pêche originaires de l'Asie et de l'Amérique latine nécessitent un contrôle encore plus proche (Oliveri Conti et al. 2015).

Dans l'environnement marin la concentration en antibiotiques est principalement contrôlée par plusieurs processus naturels, tels que l'adsorption, la photo-dégradation et la dégradation microbienne ainsi que la variation saisonnière (Pereira et al. 2015; Justino et al. 2016), parfois la biodégradation produit des composés plus toxiques que la molécule mère (Collette-Bregand et al. 2009). La résistance aux antibiotiques et l'accumulation potentielle des médicaments dans la faune et la flore aquatiques (Álvarez-muñoz et al. 2015) devenues une majeure question de la santé publique et un défi mondial (Zuccato et al. 2010; Väitalo et al. 2017), d'autre part les poissons d'élevage sont exposés à un grand nombre de produits pharmaceutiques simultanément issues des effluents urbains (de Solla et al. 2016). C'est pourquoi, le développement des méthodes plus respectueuses de l'environnement pour lutter contre les maladies dans aquaculture a conduit à l'utilisation des probiotiques.

Tableau.2. Estimation de la dose journalière d'antibiotiques contenus dans les produits de la mer tolérable pour la consommation humaine (Chen et al, 2015).

Tranche d'âge	enfants (2-5 ans)	jeunes (6-18 ans)	adultes (> 18 ans)
Dose journalière tolérable (ng / j)	130-539	86,4 -354	29,897-154,527

16. Autres produits chimiques et physiques

L'écosystème aquatique est contaminé par différents composés pouvant être bioamplifiés le long de la chaîne alimentaire (Yohannes et al. 2013; Cresson et al. 2016), ils sont connus comme les polluants organiques persistants (Miniero et al. 2014) ou les contaminants émergents (Combi et al. 2016), tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les composés perfluoroalkylés, les pesticides organochlorés ou polychlorés, biphényles et les dioxines (Mânzatu et al. 2015; Barbarossa et al. 2016; Costopoulou et al. 2016). Actuellement, plus de 700 pesticides sont utilisés tous d'origine anthropiques (Mânzatu et al. 2015) et ils sont moins stables et persistants dans l'environnement (Ginés et al. 2018), les PCBs (209 inclus) sont recommandés comme un bon marqueur pour les espèces issues de certaines zones géographiques considérées comme des environnements pollués (Sørensen et al. 2016).

En plus des antibiotiques, d'autres produits chimiques peuvent être utilisés en aquaculture tels que pesticides, notamment poly-brominated-biphenol-ethers (PBDE) et poly chlorinated biphenols (PCB), herbicides, hormones (Cole et al. 2009). Les pesticides sont utilisés en aquaculture en mer pour lutter contre les insectes, crustacés, et les algues (Fry et al. 2014). Cypermethrine est un pesticide utilisé aux élevages en mer, il est bioaccumulable comme il s'adsorbe sur les sédiments et sur le seston, il est aussi toxique pour le zooplancton (Medina et al. 2004). Cependant, les pesticides organophosphorés ont un effet défavorable sur l'abondance d'invertébrés benthiques et ils pourraient avoir également un impact négatif sur les animaux d'élevage en aquaculture en induisant un stress oxydatif qui inhibe la synthèse des cholinestérases (Clasen et al. 2018), par contre aucun effet n'a été enregistré sur la qualité de l'eau (Uddin et al. 2016). Leurs bioaccumulation est due aux conditions environnementales et à l'états physiologique de l'espèce ainsi qu'aux conditions d'élevages (Serrano et al. 2008; Barbarossa et al. 2016).

Les biphényles polychlorés de type dioxine (PCB) et d'autres polluants persistants ont été détecté dans la chair des organismes marins à des taux non conformes chez la daurade et le bar sauvage comparé à leur congénère d'élevage en Méditerranée (Serrano et al. 2007; Paiano et al. 2013; Barbarossa et al. 2016) sachant que l'aliment est la principale porte pour la contamination par les pesticides et des autres polluants persistants chez les poissons d'élevage (Perugini et al. 2013; Costopoulou et al. 2016b) et en seconde voie probablement via l'habitat (Sørensen et al. 2016). Leur bioamplification dépend de l'âge, le poids et le niveau trophique

ainsi les processus de désintoxication et d'accumulation. D'autres désinfectants, tels que solutions d'iode de chlore et le permanganate de potassium sont couramment utilisés. Le vert de malachite (VM) et le cristal violet (CV) sont considérés comme des agents toxiques et mutagènes (Srivastava et al. 2004) et malgré leur interdiction, ils en utilisent encore en Asie (Rico et al. 2013) puisque aucun traitement disponible n'est aussi efficace que le vert de malachite pour le contrôle de la saprologéniose (Tedesco et al. 2018).

La substitution de l'huile et de la farine de poisson par des huiles et des protéines végétales réduit significativement la contamination par les organochloré et par la suite le risque sur la santé des consommateurs (Nácher-mestre et al. 2009) étant donné que chez l'homme le PCB modifie l'expression d'un ensemble de gènes, y compris les récepteurs d'œstrogène (Hampl et al. 2016).

Le nettoyage anti-fouling qui colonise les structures d'élevage est important pour maintenir la flottabilité mais il doit se faire par des méthodes mécaniques ou par des pesticides biodégradables d'origine végétale tels que « azadirachtine et saponine » (Murussi et al. 2016; Liu et al. 2017b) et non par des procédés chimiques.

Tableau.3. les contaminants et leurs risques sur la santé humaine (Cole et al. 2009)

contaminants	Risques associés
Mercure	Neurocognitive
PBDE	Cognitive/endocrine
PCB	Cancer/cognitive
Dioxines	Cancer hormonal/immune/cardiovasculaire
Antibiotiques	Cancer/antibiotique résistance

Les résidus d'hydrocarbures jetés ou perdus dans le milieu marin sont causés principalement pendant la décharge opérationnelle, le dégazage, le déballastage et le lavage des citernes (Tayeb et al. 2015), des HAP ont été enregistrés dans les filets de la truite arc en ciel d'aquaculture suite à la pollution de l'environnement (Visciano et al. 2008).

Les stéroïdes naturels et synthétiques dans le milieu aquatique sont une préoccupation (Andrási et al. 2013), ils agissent comme perturbateurs endocriniens, soient, ils influent directement la biosynthèse de l'hormone, ou ils influent l'expression des gènes ce qui conduit à l'inhibition de la reproduction ou à une diminution de la fertilité, en causant la féminisation

et l'hermaphrodisme, même à des concentrations très faibles allant de 1 à 10 ng/L (Hallmann et al. 2016). Leurs bioaccumulation et leur persistance dans l'environnement aquatique (Pereira et al, 2015) menace gravement la santé publique en réduisant la fertilité et la fécondité naturelles (Álvarez-muñoz et al. 2015; Ruhí et al. 2016).

Cependant, l'élevage intensif est à l'origine d'importantes quantités de stéroïdes dans l'environnement (Mota et al. 2014), ils sont utilisés pour promouvoir la croissance, améliorer la productivité et de développer des populations de même sexe de poissons dans l'aquaculture (Liu et al. 2015). De manière générale les algues sont plus sensibles aux substances pharmaceutiques que le zoo, et les poissons sont les moins sensibles.

D'autre part, les débris flottants (plastiques, carton, bois..) menacent l'environnement marin et les activités aquacoles car ils agissent comme un vecteur pour la dispersion des bactéries pathogènes (Dong et al. 2021), des espèces invasives, et les contaminants organiques et inorganiques, ils provoquent aussi des dommages pour les structures d'élevages et les engins de pêche (Mantelatto et al. 2020). Suaria and Aliani (2014) ont rapporté que la densité maximale des débris en Méditerranée est enregistrée dans le bassin Algérien (> 52 articles / km²). De surcroit, la production piscicole pourrait également être elle-même un facteur important, favorisant indirectement la pollution par les microplastiques sur le long terme mais sa contribution reste faible comparée à d'autres activités (agriculture ou trafic maritime) (Krüger et al. 2020).

En conclusion, la prophylaxie, le maintien des animaux en bonne santé, et l'amélioration des pratiques de gestion de l'élevage restent les principales alternatives à la vaste utilisation des antibiotiques et des produits chimiques.

17. La pollution sonore

Le bruit marin est une source de pollution très répandue en mer Méditerranée (Di Franco et al. 2020). Dans les systèmes d'aquaculture à terre, les sources de bruit peuvent être liées à l'air, aux pompes à eau, des tracteurs, les activités du personnel et à la gestion de l'établissement. Ce qui met les poissons dans un état de stress engendrant des pertes pour l'exploitation suite à la réduction de taux de la croissance. L'audition des poissons et des invertébrés est surtout sensible aux sons < 2000 Hz (Di Franco et al. 2020). Les dispositifs sonores en vue de dissuader les prédateurs (les oiseaux marins..) dans les élevages offshore

jouent un rôle majeur dans le déclin des populations sauvages marines (King and Pushchak 2008). En revanche, le bruit de l'aquaculture offshore et les paysages sonores de la mer en particulier influencent positivement les performances de croissance et pourrait réduire le stress et améliorer le bien-être de *Sparus aurata* (Filiciotto et al. 2013), mais ils mettent quand même les juvéniles de thon rouge en état de stress et entraînent une mortalité en raison des collisions avec les parois de la cage (Tsuda et al. 2012).

I. Sites de l'étude

1.1. Ferme en raceway

Située à l'ouest de l'Algérie, la wilaya d'Ain Temouchent est à 520 km d'Alger, abritant une côte de 80 km, elle se caractérise par un climat Méditerranéen, connue par un été chaud et un hiver tempéré et une pluviométrie irrégulière qui varie entre 300 et 500 mm/an. Le mois de Juillet est le mois le plus sec, avec seulement 1 mm, par contre le mois de Novembre est le mois le plus pluvieux avec une précipitation moyenne de 60 mm. La température annuelle moyenne est 18.3°C, Aout est le mois le plus chaud de l'année pour une température moyenne de 25.7 °C contre 12.4 °C qui font du mois de janvier le plus froid de l'année. En outre, le régime climatique se caractérise par des vents qui n'apportent généralement que peu d'humidité (vents de direction Nord/Nord-Ouest, et Nord/Nord-Est). Par ailleurs, l'activité économique est basée essentiellement sur l'agriculture et le tourisme, où la wilaya a reçu plus de 6 Millions d'estivants durant la saison estivale 2015, participant ainsi avec 21 % dans la production nationale (ANDI 2015).

La ferme « SARL Aquasole » située à la zone d'activités aquacole de S'biaat, commune M'said, daïra El-amria à 40 km du chef-lieu de la wilaya de Aïn Témouchent (35°32'23'' N / 01°12'07'' O), elle a été créée dans le cadre du Fond National de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (FNDPA), suite à la concession de 3,5 ha pour la réalisation d'une ferme piscicole d'élevage des espèces telles que: « Loup de mer : *Dicentrarchus labrax*», « Daurade : *Sparus aurata* » et le « Maigre : *Argyrosomus regius* » en bassins durs à terre (raceway). Le montant de réalisation s'élève à 740,7 Millions DA pour une capacité de production de 1000 T/an. Les travaux de réalisation ont démarré en 2006. La réception officielle de la ferme était en décembre 2010. La ferme aquacole « Aquasole » est entrée en production fin mai 2012, elle est composée de :

- 24 bassins d'élevage de grossissement.
- 48 bassins de pré-grossissement.
- Station de traitement (équipée par des filtres) d'eau d'élevage en amont.

Partie I Chapitre III. Présentation de site de l'étude et de l'espèce en élevage

Sa capacité de production en 2016 (à terre et en mer) était de 60% pour le bar, 37% pour la daurade et 3% pour le maigre. Elle devrait générer 60 postes d'emplois directs mais elle est à 10 postes d'emplois.

La ferme a fait une extension en mer en cage flottante sur une superficie de 12 hectares sur le site proche au cap Figalo pour une production de 600 T/an. La production réelle de la ferme ne dépassait pas 250 T en 2016. Des sorties à la ferme « Aquasole » ont été effectuées lors de la saison estivale-période chaude 2016/2017 (Voir **Fig.5, Annexe 13**).

1.2. Ferme en cages flottantes

La wilaya de Tizi-Ouzou dispose d'une façade maritime de 85 Km de côte, soit 7% des côtes Algériennes, caractérisée par un climat méditerranéen subhumide. La commune d'Azeffoun est située à l'extrême Nord-Est de la Wilaya de Tizi-Ouzou à 170 km à l'est d'Alger se caractérise par une morphologie côtière rocheuse qui se prolonge en mer par un plateau continental étroit et accidenté (DPRH 2016), de plus le réseau hydrographique renferme deux (02) grands bassins versants à savoir le bassin de l'Oued Sebaou et le bassin côtier (ANDI 2015), les caractéristiques météorologiques de la région sont présentées dans le **tableau 4**. En outre, le taux s'assainissement d'Azeffoun est de 60% où la région est doté d'une station d'épuration (ONA 2015) et les plages sont très fréquentées 1.670.160 estivants durant l'année 2014 (DAT 2015).

Tableau.4. Les paramètres météorologiques de la région de Tizi-Ouzou (ONM 2016).

Paramètres	Valeurs
Température	(° C)
• Min	• 19.1
• Moyenne	• 13.5
• Max	• 24.8
Précipitations moyennes	760.5 (mm/an)
Evaporation moyenne	350.7 (mm/an)
Vents de direction (N-NW et N-NE)	(mille/s)
• Min	• 2.3
• Moyenne	• 1.7
• Max	• 10.7

Partie I Chapitre III. Présentation de site de l'étude et de l'espèce en élevage

La ferme Azeffoun Aquaculture est une ferme à type d'élevage pisciculture marine, d'espèces Loup (*Dicentrarchus labrax*) et Daurade (*Sparus aurata*), située à M'LATA, Daïra d'Azeffoun (36° 53' 50'' N, 4° 20' 40'' E) à 6 km à l'Ouest du chef-lieu de la daïra et à proximité de la route nationale N°24. Le site M'letta se trouve dans une baie relativement abritée à l'Est et ouverte à l'Ouest où se trouve un oued qui communique avec la mer par un petit plan d'eau, la topographie est plane légèrement inclinée vers la mer, c'est un replat qui donne directement à la mer. Le site est à vocation domaniale recensé pour les potentialités aquacoles qu'il offre avec une surface à terre disponible de 2,03 ha. Le coût d'investissement s'élève à 707.38 Millions DA avec une subvention de l'état de 50%.

Le site en mer occupe une superficie de 24 ha à 2 km de port mixte (pêche et commerce) d'Azeffoun, 24 cages sont installées à diamètre de 19.50 m chacune où la profondeur de site est estimée à 40 m et la production estimée par cage est de 40 à 50 tonnes, donc la capacité de production de la ferme est de 1 200 tonnes de loups et daurades. La commercialisation a débuté en juin 2009, mais à partir de 2012, la production aquacole ne dépassait pas 300 Tonnes sur un cycle de production de 20 à 36 mois, par ailleurs le prix de poisson est déterminé par le producteur en fonction du prix de revient et de la marge bénéficiaire de 20%. (Voir **Annexe 14**).

II. Biologie et écologie de la daurade (*Sparus aurata*)

Sparus aurata est une espèce commune de la Méditerranée à fort intérêt commercial, présente le long des côtes de l'Est de l'Atlantique en allant de la Grande Bretagne jusqu'au Sénégal, et rare dans la Mer Noire (**Annexe 12**), sa position systématique est comme suit :

2.1. Position systématique

Embranchement : Vertébrés

Superclasse : Poisson

Classe : Ostéichthyens

Sous-classe : Actinoptérygiens

Sup-ordre : Téléostéens

Ordre : Perciformes

Famille : Sparidae

Genre : *Sparus*

Espèce : *Sparus aurata* (Linnaeus 1758).

2.2. Caractéristiques morphologique

Elle peut atteindre les 70cm et les 17Kg pour un âge maximal de 11 ans (Hurtado-Rodriguez et al. 2009) mais les spécimens les plus courants mesurent de 35 à 40 cm. Le corps ovale, assez élevé et comprimé. Œil petit. Lèvres épaisses avec une mâchoire robuste dotée de quatre à six dents caniniformes. La nageoire dorsale a 11 épines et 13 ou 14 rayons mous tandis que la nageoire anale a 3 épines et 11 ou 12 rayons mous. Coloration: gris argenté avec une bande dorée entre les yeux bordée de deux zones sombres moins nette chez les jeunes (FAO 2009).

2.3. Habitat et biologie

La dorade est largement euryhaline et eurytherme, les individus adultes effectuent des migrations saisonnières entre la mer et les lagunes ou les estuaires voisins, elle très sensible aux faibles températures (la limite létale inférieure est 4°C), de cet effet, dans les élevages elle est tuée de cette façon, par un choc thermique, en la jetant dans l'eau glacée (Chaoui et al. 2005). Elle fréquente essentiellement les fonds rocheux, sablo-vaseux et les herbiers à

posidonies, les jeunes poissons restent dans des zones relativement superficielles (jusqu'à 30 m), alors que les adultes peuvent atteindre des eaux plus profondes, généralement pas plus que 50 m. Principalement carnivore, accessoirement herbivore, avec une préférence pour les mollusques bivalves et les crustacés (Hadj Taieb et al. 2013).

2.4. Cycle de vie

Cette espèce est hermaphrodite protandrique (protandrée), la maturité sexuelle se développe chez les mâles à l'âge de 2 ans (20–30 cm) et chez les femelles à l'âge de 2–3 ans (33–40 cm), elle se produit soit en solitaire, soit en petites agrégations. Le frai a lieu généralement d'octobre à décembre, avec une reproduction séquentielle pendant toute la période et l'incubation dure environ 2 jours à 16-17°C. Les stades larvaires durent environ 50 jours à 17,5 °C ou environ 43 jours à 20 °C. La taille des œufs est de 0,9 à 1,1 mm, la longueur des larves à l'éclosion est de 2,5 à 3,0 mm Les femelles sont des reproducteurs en batch qui peuvent pondre 20 000– 80 000 œufs chaque jour pendant une période qui peut aller jusqu'à 4 mois. En captivité, l'inversement sexuel est conditionné par des facteurs sociaux et hormonaux (Khemir et al. 2016).

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

JOURNAL OF APPLIED AQUACULTURE
<https://doi.org/10.1080/10454438.2020.1823297>



Assessing the contamination and ecological risk of sediments around the mariculture area in northern Algeria using a multivariate approach

Ryhane Lounas^a, Hamza Kasmi^b, Safia Chernai^a, Nadia Amarni^a, and Boualem Hamdi^{a,c}

^aLaboratory of Conservation and Valorization of Marine Resources, National School of Marine Science and Coastal Management (ENSSMAL), University Campus of Dely Ibrahim, Algiers, Algeria; ^bSGS Centre. Lotissement Bois Des Cars, Dely-Ibrahim, Algeria; ^cUniversity of Science and Technology Houari Boumediene (USTHB), Bab Ezzouar, Algeria

Objectifs

Les principaux objectifs de cette étude sont donc d'évaluer la concentration en métaux lourds (Cu, Zn, Pb, Fe et Cd) dans les sédiments prélevés dans un site maricole algérien. L'analyse en composantes principales (ACP) et l'analyse de grappes hiérarchiques (HCA) ont été appliquées pour identifier les origines et les sources possibles de contamination des sédiments. En outre, différents indices sont utilisés pour évaluer et classer la qualité des sédiments.

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

1. Stratégie d'échantillonnage

Les échantillons de sédiments ont été collectés à la fin de cycle de production qui s'est étalé sur 36 mois d'un élevage de daurade d'une capacité de 150 tonne à la zone d'Azeffoun en Septembre 2016.

L'échantillonnage des sédiments est fait à l'aide une benne inoxydable type Van Veen (Gracia et al, 2014) de capacité de 2 Kg, il est effectué d'une façon à observer l'impact général de la mariculture dans la région d'Azeffoun où un échantillon a été prélevé à chaque station en suivant un gradient de distances en aval des cages. Les stations de prélèvement de sédiment sont réparties comme suit :

(S1) situé en amont de la ferme piscicole à une distance de 500 m qui est utilisée comme station de référence. (S2) située à la proximité immédiate de cages piscicoles. (S3) et (S4) situées en aval de la cage à poissons à une distance de 50 m et 400 m, respectivement.

Comme le sédiment est destiné à l'analyse des métaux, un sous-échantillon est pris en évitant soigneusement les parois de l'outil à l'aide d'outils en plastique (AQUAREF 2015). Dans ce travail, l'étude est concentrée sur la contamination par les éléments traces métalliques (ETM) dans les sédiments marins superficiels.

2. Traitement des échantillons et dosage des éléments traces métalliques (ETM)

2.1. Préparation de verrerie et de plastique

Afin d'éviter les risques de contamination lors de l'échantillonnage et de dosage, le matériel de prélèvements, ainsi que toute la verrerie destinée aux analyses des ETMs sont traités au préalable à l'acide nitrique concentré à 10 %, dans lequel ils se sont trempés pendant au moins 24 h, ensuite, ils se sont rincés à l'eau distillée ou déminéralisée et sécher à l'étuve avant utilisation.

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

2.2. Traitement des échantillons au laboratoire et analyse

Dès le retour au laboratoire les sédiments prélevés sont séchés à une température de 85 C° pendant 48 heures. Après refroidissement, ils sont broyés dans un mortier en agate et tamisés. La fraction (< 63 µm) est retenue pour le dosage des ETMs car la plus réactive telle que décrite par Sutherland (2003). Les échantillons sont ensuite conservés dans des sacs en polyéthylène à 4°C.

2.3. Principe de l'analyse

Le protocole analytique consiste en une minéralisation totale de 1g de sédiment sec (fraction < 63 µm) par calcination à 450°C en présence de nitrate d'ammonium dans un four à moufle en augmentant la température progressivement, suivie d'une solubilisation diacide des métaux, l'acide chlorhydrique (HCl, 36%) et l'acide nitrique (HNO₃, 65%) (1 : 3V) sur bain de sable. Après avoir récupérer le minéralisât, les mêmes volumes des acides sont ajoutés, puis on filtre sur un papier filtre de porosité 0.45 µm. Le filtrat obtenu est ensuite ajusté à 50 ml et conservé au réfrigérateur à 4 C° jusqu' aux dosages du cadmium, cuivre, fer, plomb et zinc par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (Perkin Elmer, Analyst A700) après des dilutions adaptée. (**Annexe 1, Annexe 3**)

La reproductibilité du protocole d'extraction des ETM dans les sédiments est vérifiée à l'aide de l'analyse de standards internationaux (IAEA-433). **Annexe 6** présente les résultats obtenus lors du contrôle de la méthode d'extraction. Pour tous les éléments traces, les blancs de digestion sont en dessous de la limite de détection. La concentration de chaque métal est liée au poids sec des sédiments, donc les résultats sont présentés en milligrammes de métal par kilogrammes de sédiments (mg/Kg).

Partie II

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

III. Détermination de la matière organique totale (MOT)

La perte au feu permet de mesurer directement la matière organique dans le sédiment (Touch et al. 2017), les échantillons ont été séchés à 70°C pendant 24 heures puis brûlés dans le four à 550°C pendant 4 h (**Annexe 2**). La matière organique totale telle que décrite par Kalantzi et al. (2013) est déterminé par l'équation suivante :

$$\boxed{(MOT \%) = ((B-C)/B)*100} \quad (1)$$

Où : B et C sont les poids des sédiments séchés avant et après la combustion dans le four, respectivement.

IV. Évaluation de la contamination et du risque écologique des sédiments

Pour déterminer le degré de pollution par un élément trace métallique dans les sédiments associés aux apports anthropiques, de nombreux indices ont été développés pour donner une vision globale du niveau de contamination par les ETMs dans les sédiments de la mariculture Algérienne.

Dans cette étude, cinq indices comprenant le taux d'enrichissement (ER), l'indice géocumulatif (Igeo), le facteur d'enrichissement (EF), l'indice des effets néfastes (AEI) et le quotient moyen de la gamme des effets moyens (MERM-Q) ont été choisis pour fournir une évaluation complète de la pollution par ETMs dans la pisciculture d'Azeffoun (**Tableau 5**).

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

Tableau.5. Indices utilisés pour évaluer la pollution et le risque écologique des sédiments provenant de la pisciculture.

Indexe	Equations	Détails	Interprétations / Classifications	Références
Le taux d'enrichissement (ER)	$ER = (X_m - X_r) * 100 / X_r$	X_m : [metal] dans le site maricole; X_r : [metal] dans le site de référence	$ER \geq 0$: les paramètres des sites de mariculture sont plus élevés que ceux du site de référence; $ER < 0$: les paramètres dans les sites de mariculture sont inférieurs à ceux du site de référence.	Liang et al. (2011)
L'indice géo-cumulatif (Igeo)	$Igeo = \text{Log } 2 [C_i / 1.5 B_i]$	C_i = [metal] dans le sediment; 1.5 = le facteur de correction dû aux effets lithogéniques ; B_i est la valeur géochimique de fond d'un métal*.	$Igeo < 0$ = Non contaminé ; [0 - 1]= non pollué à modérément non pollué ; [1- 2]=modérément non pollué ; [2-3[=modérément à fortement pollué ; [3 - 4[= fortement pollué ; [4 - 5 [= Fortement à extrêmement pollué ; $Igeo > 5$ = extrêmement pollué.	Müller (1969)
Enrichment factor (EF)	$EF = (C_x / C_{Fe})_{\text{sample}} / (C_x / C_{Fe})_{\text{background}}$	$(C_x / C_{Fe})_{\text{sample}}$ = [metal]/ [Fe] de l'échantillon; $(C_x / C_{Fe})_{\text{background}}$ = le rapport entre [métal] et [Fe] de la base*	$EF < 2$ = absence à enrichissement minimal ; $2 < EF < 5$ = pollution modérée ; $5 < EF < 20$ = enrichissement significatif ; $EF > 50$ = enrichissement extrêmement élevé.	Jahan and Strezov (2018); Nour al. (2018)
Adverse Effects Index (AEI)	$AEI = \text{Met} / \text{ERL}$	Met = [metal]; ERL = effects range-low (Cd=1.2, Cu=34, Pb=46.7, Zn=150 ug/g).	$AEI \leq 1$ = [métal] dans l'échantillon n'est pas suffisamment élevé pour provoquer des effets néfastes dans le biote ; $AEI > 1$ = [métal] dans l'échantillon peut avoir des effets nocifs.	Muñoz-Barbosa et al. (2012); Long et al.(1995)
Mean ERM quotient (MERM-Q)	$MERM-Q = \sum_{i=1}^n (C_i / ERM_i) / n$	C_i = [métal] ; ERM_i = valeurs indicatives ** ; n= le nombre de métaux lourds.	MERM-Q : < 0,1, [0,11-0,5], [0,51-1,5] et >1,50 sont respectivement de 9 %, 21 %, 49 % et 76 %. Représentant respectivement les sites à faible, moyen-faible, moyen-élevé et haute priorité.	Long and MacDonald (1998)

* Turekian and Wodepohl (1961) ont été utilisées comme valeurs de référence pour calculer Igeo et EF.

** lignes directrices de Burton et Allen (2002).

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

V. Analyse statistique descriptive et multivariée

Cette partie décrit toutes les statistiques effectuées lors de cette thèse.

1. Dans cette recherche, les statistiques descriptives sont utilisées. Les variations spatiales des paramètres géochimiques des sédiments sont testées par le test de la somme des rangs de Friedman. La comparaison des valeurs moyennes entre les sites est faite par le t-test de Student. Les matrices de corrélation sont tracées à l'aide du paquet R {corrplot} afin de comprendre les relations entre la matière organique totale et les concentrations de métaux lourds dans les sédiments supérieurs. L'analyse en composantes principales (ACP) est utilisée pour identifier les sources de contamination des sédiments par les métaux lourds et l'analyse de groupement hiérarchique (AHC) est effectuée sur l'ensemble des données pour identifier les groupes homogènes.
2. Des statistiques de test non paramétriques sont appliquées pour vérifier la signification des différences entre les différents ensembles (sauvages ou d'élevage). Des tests de corrélation de Spearman sont effectués en utilisant le paquet R {corrplot}.
3. Les différences d'abondance des cellules totales sont évaluées par une analyse de variance à sens unique (ANOVA). L'abondance d'*Ostreopsis* sp., est également testée par des corrélations significatives avec tous les paramètres environnementaux enregistrés par l'ACP. Les corrélations entre les différentes variables sont examinées à l'aide de la corrélation d'ordre de Spearman-Rank puisque les données n'étaient pas normalement distribuées. Le test de comparaison par paires de Friedman est effectué pour vérifier la signification des différences entre les différents ensembles.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées par le logiciel R (3.5.2) et Microsoft Excel 2010 est utilisé pour l'affichage graphique. Les différences sont considérées significatives lorsque $p < 0.05$.

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

II. Résultats et discussion

1. Concentration et distribution spatiale des éléments traces métalliques dans la zone d'étude

La figure 6 montre la répartition des éléments traces métalliques (ETM) et de la matière organique par station dans la zone d'étude comparée aux niveaux trouvés dans la zone de référence. Les concentrations de métaux mesurés et de matière organique totale dans les sédiments superficiels sont comme suit : Fe [21.94 ± 0.94 mg/Kg], Cu [0.13 ± 0.01 mg/Kg], Zn [88.15 ± 20.08 mg/Kg], Pb [22.00 ± 0.64 mg/Kg], Cd [0.13 ± 0.01 mg/Kg] et la matière organique totale (MOT) [1,2 à 3,1%], respectivement.

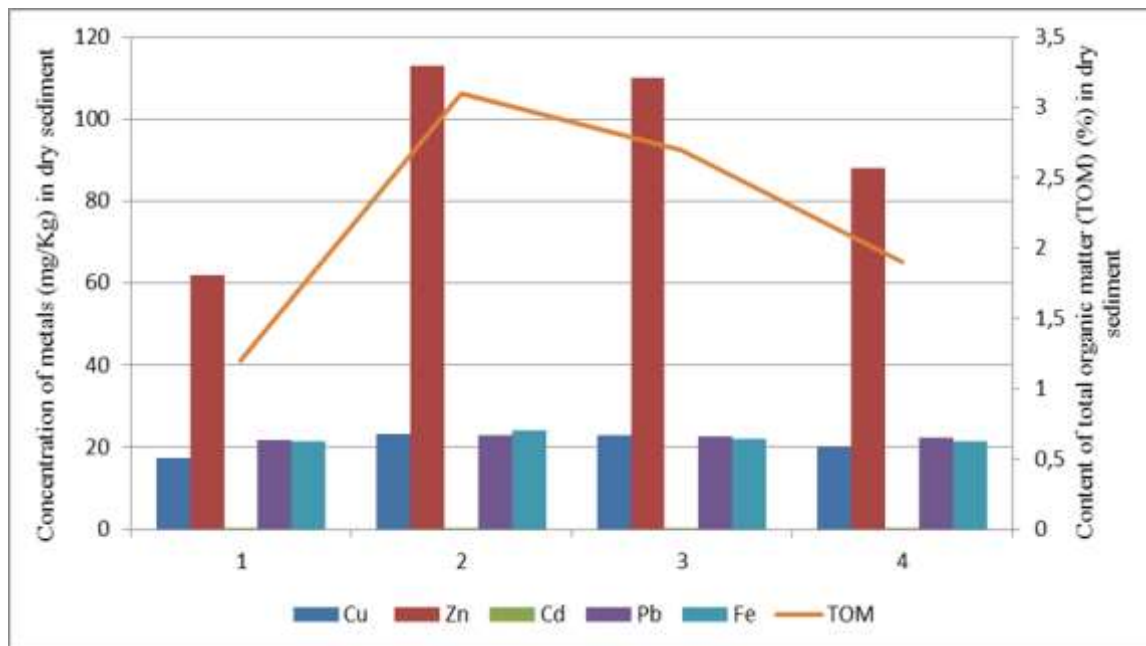


Fig.6. La répartition des métaux lourds et de la matière organique totale dans la zone d'étude. ("1" = station de contrôle, "2" = sous la cage à poissons, "3" = à plus de 50 m de la cage à poissons, "4" = à plus de 400 m de la cage à poissons).

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

Les valeurs enregistrées dans la zone de l'exploitation piscicole sont sensiblement plus élevées ($p < 0.001$) que celles de la station de référence. La teneur en matière organique est 3 fois supérieure à celle du site de référence ce qui indique que les déchets organiques sont principalement déposés sur les sédiments en dessous des cages à poissons. Les concentrations les plus élevées d'EMTs (Cd, Cu, Fe, Pb et Zn) et de matière organique sont mesurées à proximité de la cage à poissons comparées à celles dans la zone de référence. Ce résultat est confirmé par des ER intersites très significatifs ($p < 0.01$), en opposé les concentrations les plus faibles sont enregistrées à S4 (400 m au-delà de la pisciculture).

Les concentrations de Zn sous la cage à poissons et à proximité de la cage à poissons sont très élevées par rapport aux niveaux de référence dans la croûte terrestre donnés par Turekian et Wedepohl (1961), de plus il est constaté que le Pb dépasse les concentrations admissibles données par les mêmes auteurs dans toutes les stations. La distribution des EMTs et de la MOT autour des zones de pisciculture est très hétérogène (test de la somme des rangs de Friedman, $p < 0.01$), donc la concentration des EMTs mesuré dans les sédiments superficiel de la pisciculture d'Azeffoun diminuait dans l'ordre suivant : $Zn > Fe > Cu > Pb > Cd$.

Le zinc, le fer et le cuivre sont des éléments essentiels pour maintenir les poissons en bon état de santé (Squadrone et al. 2016). Ils ont donc été ajoutés comme suppléments dans les aliments pour poissons (Adhikari et al. 2009), ce qui pourrait expliquer leur bioaccumulation dans les sédiments. Cette concentration est similaire à celle rapportée par Kalantzi et al. (2013) dans un site de mariculture méditerranéen, d'autant plus la texture sableuse des sédiments dans la zone d'étude (Ahmed et al. 2018) contribue très probablement à la diffusion et à l'adsorption de ces éléments (Farmaki et al. 2014). En outre, L'hydrodynamisme pourrait jouer un rôle important dans la dispersion des déchets organiques (Cromey et al. 2009) et des éléments traces métalliques (Justino et al. 2016) à l'échelle spatiale et temporelle (Zonta et al. 2019). Il est à signaler que la concentration de tous les ETMs dans les sédiments superficiels de la zone d'étude est inférieure à la moyenne des ETMs de Turekian and Wedepohl (1961) dans la croûte terrestre, ainsi qu'aux valeurs de référence européenne de Boust (1981), à l'exception de Zn et de Pb qui dépassaient ces critères. Néanmoins, la concentration de tous les métaux est inférieure aux seuils de TEL (Threshold Effect Level) et ne produit aucun effet

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

toxique sur la base des lignes directrices du TET (toxic effect threshold) de Burton et Allen (2002), donc les sédiments de la zone de pisciculture présentent une faible concentration en Zn, Cu, Pb et Cd par rapport aux autres piscicultures du monde (**Tableau 6**) et dans l'ensemble, la plupart des concentrations des ETMs mesurées dans la pisciculture d'Azeffoun se situaient dans la fourchette des valeurs moyennes mesurée par Ahmed et al. (2018) le long de la côte Algérienne.

Tableau 6. Les concentrations des éléments traces métalliques dans les sédiments superficiels (mg / kg.dw) de la zone étudiée et dans ceux de différentes régions côtières du monde.

Location (Pays)	Zn	Cu	Pb	Cd	Fe	Références
Ferme piscicole d'Azzefoun (Algérie)	103,67 ± 13,65	21,93 ± 1,77	22,7 ± 0,3	0,14 ± 0,017	22,47 ± 1,36	Présente étude
Zone de mariculture						
Chine méridionale	36,8-104	17,8-26	28,2-42,2	0,17-0,22	—	Xia et al. (2016)
Province de Guangdong, Chine du Sud	169,0 ± 11,9	55,9 ± 13,0	20,7 ± 15,4	—	—	Gu and Lin (2016)
Grèce	132	68	14	0,22	2,7	Kalantzi et al. (2013)
Sud-est de la mer Égée (Turquie)	80,8 ± 0,45	25,2 ± 0,14	20,0 ± 2	0,56 ± 0,08	—	Dalman et al. (2006)
Fermes marines écossaises (UK)	89,1 ± 77,1	35,8 ± 54,7	—	—	—	Russell et al. (2011)
Le littoral algérien						
Côte algérienne	17,4-234,1	3,7-30,2	6,6-37,8	0,06-0,47	—	Ahmed et al. (2018)
Golfe d'Annaba (Algérie Est)	285,96 ± 166,44	103,88 ± 72,51	117,0 ± 98,49	1,96 ± 1,19	—	Ouali et al. (2018)
Alger et baie de Bou-Ismaïl (Algérie)	95 ± 103	24 ± 30	20 ± 8,9	0,43 ± 0,17	23,464 ± 8912	Bachouche et al. (2017)
Côte d'Ain Temouchent (AlgérieOuest)	120,17-193,31	20,14-21,64	24,38-57,27	1,45-16,84	16,30-32,15	Koudri et al. (2016)
Dans le monde						
Lagune Méditerranée (Tunisie)	357	18	73	0,3	4,4	Zaaboub et al. (2015)
Mer Adriatique occidentale	91 ± 24	24 ± 9	15 ± 5	—	—	Lopes-Rocha et al. (2017)
Mer Rouge (Égypte)	7,47	1,23	41,89	0,14	345,7	Nour et al. (2018)
Critères de qualité des sédiments SQGs						
TEL threshold effect level	123	35,7	35	0,6	—	Burton. (2002)
TET, toxic effect threshold	540	86	170	3	—	Burton. (2002)
ERM, effect range median	270	390	110	9	—	Burton. (2002)
shale backround	95	45	20	0,3	47,2	Turkian and Wedepohl. (1961)
Valeurs de référence (Europe)	88	26	22	0,6	—	Boust. (1981)

Partie II

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

2. Les relations inter-variables

La **figure.7** illustre la matrice de corrélation entre les concentrations des ETMs et celles de la matière organique totale (MOT) dans les sédiments superficiels de la pisciculture d'Azeffoun.

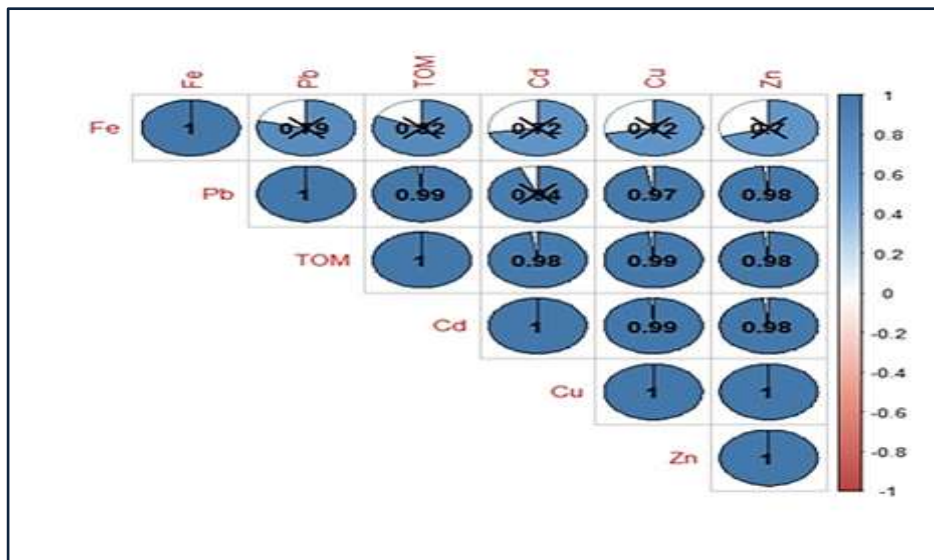


Figure.7. Matrice de corrélation entre les concentrations des éléments traces métalliques et celles de la matière organique totale (MOT) dans les sédiments de surface de la pisciculture d'Azeffoun. Les valeurs du test de corrélation de Pearson sont représentées par des coefficients de corrélation (l'intensité de la couleur et la taille des cercles sont proportionnelles aux coefficients de corrélation). Dans la figure ci-dessus, les corrélations avec une valeur de $p > 0.05$ sont considérées comme non significatives, par conséquent les valeurs du coefficient de corrélation sont barrées par une croix.

Selon les matrices de corrélation, la MOT est positivement corrélée avec tous les ETMs, à l'exception du fer et du plomb ($p < 0.05$). Liang et al. (2012) ont rapporté que la matière organique est l'agent le plus important qui influence la distribution des éléments traces métalliques dans les différents sédiments de mariculture, d'autre part toutes les corrélations

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

entre les métaux à l'état de traces sont positives est significatives, sauf pour le Cd et le Pb où la corrélation n'est pas significative ($p > 0.05$), suggérant ainsi que ces métaux ne sont pas associés entre eux et que leur comportement de transport n'est pas identique dans le milieu marin. En outre, une positive corrélation est observée entre le Fe et les autres variables (Cu, Zn, Cd, Pb et MOT), mais elle n'est pas significative ($p > 0.05$), supposant ainsi que ces éléments traces métalliques dans les sédiments de la zone d'étude pourraient être d'origine anthropiques et/ ou naturelles.

3. Évaluation de la contamination par les éléments traces métallique et le risque écologique des sédiments maricoles

Le facteur d'enrichissement (EF), l'indice de géo-accumulation (Igeo), l'indice des effets nocifs (AEI) et le quotient moyen de la gamme des effets moyens (MERM-Q) ont été utilisés pour évaluer l'état écotoxicologique des sédiments des piscicultures (**Tableau 7**).

Tableau 7. Indices utilisés pour évaluer et classer la qualité des sédiments de la pisciculture d'Azeffoun.

	Igeo			EF			AEI			MERMi	MERM
	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	-Q	-Q
Cu	-1.62	-1.76	-1.55	1.02	0.97	1.09	0.64	0,58	0.68	9%	9%
Zn	-0.47	-0.69	-0.33	2.29	2.04	2.48	0.69	0,57	0.75	21%	
Cd	-1.69	-1.91	-1.58	0.98	0.88	1.07	0.12	0,1	0.125	9%	
Pb	-0.4	-0.42	-0.38	2.39	2.26	2.47	0.49	0.48	0.49	21%	
Fe	-1.66	-1.73	-1.56	1	1	1	—	—	—	—	—
	Non contaminé			Absence à enrichissement minimal			Aucun effet néfaste sur le biote			Site à faible priorité	

Les valeurs calculées d'EF sont supérieures à un (> 1) pour tous les ETMs autour de la cage à poisson, **c'est** en dehors de cette zone, que les valeurs calculées d'EF correspondant à Zn et à Pb qui sont supérieures à un (> 1). Le facteur d'enrichissement (EF) est un outil approprié pour distinguer les perturbations anthropiques de celles naturelles (Gao et al. 2015) alors il est **admis** que la principale source des éléments traces métalliques provient des activités

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

anthropiques, compte tenu de la proximité de la pisciculture de port et des complexes touristiques, et que ces contaminants sont principalement piégés et déposés dans les sédiments marins des sites étudiés. Les sédiments marins sous les cages à poissons sont modérément enrichis ($EF > 2$) en Zn et Pb, de plus un enrichissement modéré est observé dans tous les sédiments marins de la zone d'étude pour les éléments déjà cités, sauf dans le site de référence pour le Zn, ce qui est en accord avec les résultats de Benson et al. (2017), cela nous amène à classer la pisciculture d'Azeffoun comme zone non polluée.

Afin d'interpréter la teneur en ETMs des sédiments dans le contexte de leur effet biologique potentiel, l'AEI et le MERM-Q sont calculés. Dans toutes les stations surveillées, les valeurs de l'AEI sont inférieures à un (< 1) pour tous les ETMs, donc la concentration des ETMs dans les échantillons n'est pas suffisamment élevée pour provoquer des effets néfastes pour le biote au niveau de la zone d'aquaculture, en outre, le quotient moyen MERM-Q est une approche qui s'est avérée utile pour déterminer l'effet biologique potentiel de substances toxiques combinées (Jamshidi and Bastami 2016), il est utilisé aussi pour identifier et catégoriser les zones à risque potentiel en termes de qualité des sédiments (Lin et al. 2018) où la probabilité de toxicité pour le biote est définie en fonction de la valeur de la MERM-Q, dans notre étude, la moyenne de la MERM-Q se situait entre 9 % et 21 %, la zone de pisciculture pourrait donc être classée comme un site à faible priorité pour les programmes de surveillance. En bref, il est peu probable que le Cu, le Zn, le Pb et le Cd aient des effets néfastes sur l'écosystème local de la pisciculture d'Azeffoun.

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

4. Les sources et les origines des éléments traces métalliques dans la zone maricole

Une analyse en composantes principales (ACP) est réalisée pour identifier les sources potentielles des éléments traces métalliques dans les sédiments. L'ACP est un outil utile pour déterminer les processus de contrôle dans un ensemble complexe de données et pour révéler les similitudes et les différences (Ogunlaja et al. 2019). La validité du modèle est vérifiée et les valeurs absolues $> 0,57$ sont considérées comme des critères pour l'extraction des principaux composants (Fig.8).

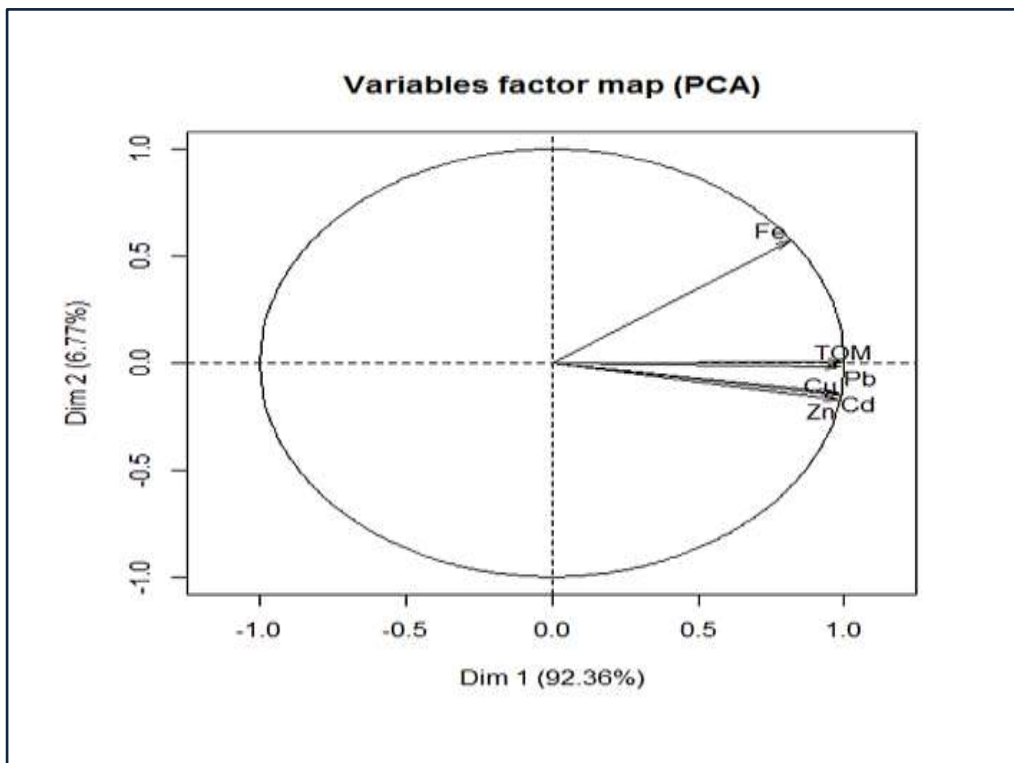


Figure.8. les principales composantes de la distribution des ETMs et de la MOT dans les stations étudiées de la région d'Azeffoun.

Pour interpréter les composantes sélectionnées, la normalisation de Kaiser est appliquée, c'est-à-dire que les axes dont les valeurs propres sont supérieures à 1 sont retenus.

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

La première composante principale, explique clairement les relations entre MOT et ETMs. Les concentrations de Cu, Zn, Pb et Cd dans les sédiments, ainsi que celles de MOT indiquent des relations positives et significatives avec le PC1, vue que l'association de ces métaux (Cu, Pb, Zn et Cd) est caractérisée par des processus diagéniques ou un apport anthropique. Le Zn et le Cu sont utilisés comme agent antisalissure pour les cages et sont également présents dans les aliments pour poissons comme additif de conservation et comme alternative aux antibiotiques (Ashfaq et al. 2016; Poole 2017), ils ont été aussi mentionnés comme traceurs pour les granulés d'aliments pour animaux (Sutherland et al. 2007). En général, ces deux éléments traces sont dérivés des aliments non consommés et des excréments (fèces) de poisson (Riera et al. 2017). D'autre part le cadmium est associé aux activités agricoles (Song et al. 2017), et Qiu 2(015) a suggéré qu'une attention particulière doit être portée à la production d'aliments pour poissons en ce qui concerne la contamination par le métal Pb en raison de son facteur de transfert élevé à partir de l'alimentation. De plus, le transport maritime, les opérations dans le port (Pourabadehei and Mulligan 2016) sont des sources possibles de ces ETMs, en outre les sources externes consistent en la réception périodique des eaux usées municipales des centres touristiques et des bateaux de pêche (Nour et al. 2018).

La contribution du PC1, nous informe sur les propriétés physico-chimiques des sédiments, Shin and Lam (2001) ont montré que la MOT, le Cu et le Zn sont tous des indicateurs de sédiments pollués d'origine anthropique, notant que de nombreuses études ont révélé que les sources de matière organique dans les sédiments proviennent principalement des granulés d'aliments non consommés et des fèces produites par les poissons d'élevage qui se déposent sur les sédiments sous les cages (Herbeck et al. 2013), d'autres sources de matière organique pourraient être dues à la décomposition de la matière particulaire sur les sédiments superficiels par des micro et macro-organismes (Gonzalez-silvera et al. 2015), ainsi qu'à la remise en suspension de substances organiques dissoutes et particulaires transportées par la circulation de l'eau et les perturbations anthropiques (Nimptsch et al. 2015). En opposée le fer a une corrélation positive avec PC2, cet élément est nécessaire pour une adéquate bioconversion des acides gras (Giri et al. 2016), à cet effet l'aliment commercial de poisson est supplémenté par cet oligo-élément (Ikem and Egilla 2008),

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

donc les sources de Fe peuvent être dues à des aliments pour poissons non consommés, ainsi qu'aux dépôts atmosphériques et à la diffusion des sédiments (Zhu et al. 2017).

Par conséquent, le PC1 révèle les composantes de la contribution anthropique, principalement issus de la mariculture, alors que les aliments non consommés et les fèces sont la source la plus importante d'apport en éléments traces métalliques dans l'aquaculture en cage, tandis que le PC2 reflète à la fois l'apport naturel et anthropique de Fer.

L'analyse des grappes hiérarchiques (HCA) est utilisée pour déterminer la similarité entre les stations, comme le montre la **figure 9**.

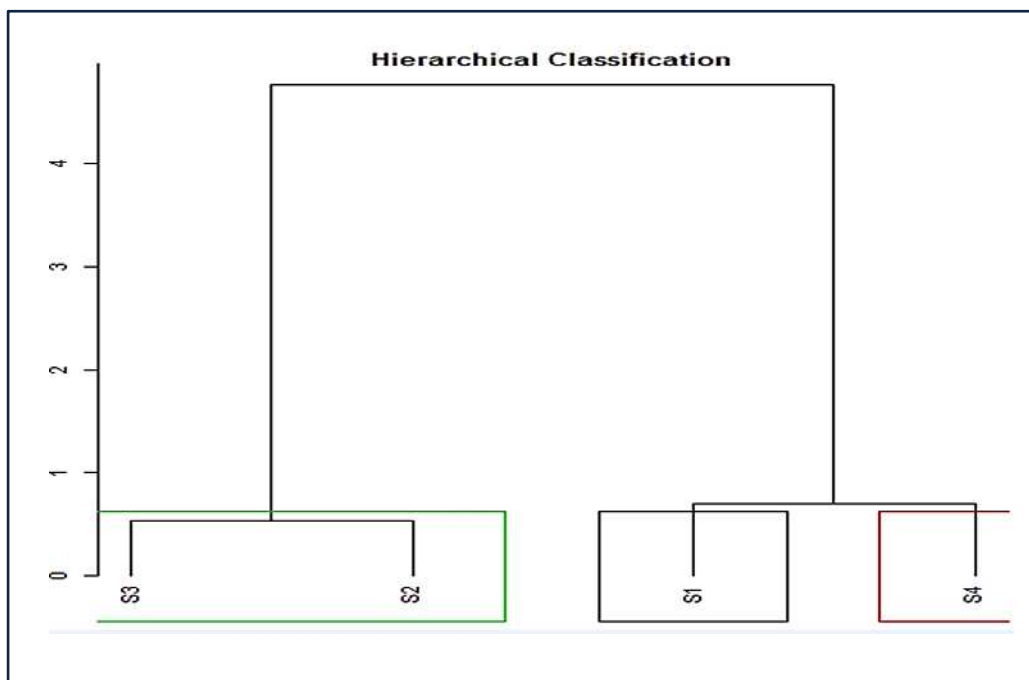


Figure.09. Dendrogramme montrant les clusters dans la zone d'étude en fonction des variables évaluées.

Le dendrogramme de la station d'échantillonnage illustre deux groupes pour les concentrations des variables analysées. Le premier groupe comprend à la fois la cage à poissons (S2) et la station située à 50 m au-delà de la cage à poissons (S3), il représente donc le sédiment ayant la plus forte teneur en matière organique et la zone la plus enrichie

Chapitre IV. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

en éléments traces métalliques. Le deuxième groupe comprend les stations situées en dehors de la pisciculture (station de référence (S1) et station à 400 m au-delà de la pisciculture (S4)), représentant ainsi une zone légèrement contaminée. Selon l'analyse HCA, on pourrait déduire que l'impact de la mariculture est très localisé, il ne dépasse pas les 400 m à partir de la ligne de la cage à poisson et qu'à l'extérieur de la ferme piscicole, l'écosystème marin retrouve son équilibre écologique.

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

Environmental Science and Pollution Research
<https://doi.org/10.1007/s11356-021-12864-3>

RESEARCH ARTICLE



Heavy metal concentrations in wild and farmed gilthead sea bream from southern Mediterranean Sea—human health risk assessment

Ryhane Lounas¹ · Hamza Kasmi² · Safia Chernai¹ · Nadia Amami¹ · Louiza Ghebriout³ · Boualem Hamdi¹

Received: 26 May 2020 / Accepted: 4 February 2021

© The Author(s), under exclusive licence to Springer-Verlag GmbH, DE part of Springer Nature 2021

Ryhane Lounas^{a *}, Hamza Kasmi^b, Safia Chernai^a, Nadia Amarni^a, Louiza Ghebriout^c,
Boualem Hamdi^a

Soumis le 26 May 2020

Objectifs

Les objectifs spécifiques de la présente étude sont la détermination des niveaux de métaux lourds toxiques (As, Cd et Pb) et d'éléments essentiels (Cu, Zn) dans le muscle de *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758) sauvages et d'élevage des côtes Algériennes, ainsi que le calcul de la dose journalière estimée (EDI) et du quotient de danger cible (THQ) pour les éléments cités afin d'évaluer le risque sanitaire associé à la consommation de ce poisson très apprécié par la population méditerranéenne. Néanmoins, les informations disponibles sur la concentration de métaux lourds dans la daurade royale des côtes algériennes sont rares dans la littérature, à cette fin, cette recherche devrait servir de base pour une éventuelle enquête plus approfondie. En outre toutes les analyses sont réalisées par des méthodes validées et accréditées.

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

1. Echantillonnage

En été 2018, la daurade royale sauvages est acquise au marché aux poissons d'Alger vue qu'il accueille des poissons provenant de différentes côtes Algériennes par contre les poissons d'élevage sont collectés sur deux sites, Tizi Ouzou (36° 54' N, 4° 25' E) au Centre-Nord de l'Algérie et Ain Temouchent (35° 32' 31" N, 1° 07' 19" W) au Nord-Ouest de l'Algérie (**Annexes 13, 14**) caractérisés par un mode d'élevage différent (en cage flottante et en raceway, respectivement). Les poissons (39 individus) ont été immédiatement transportés au laboratoire dans une glacière à 4°C.

Cette étude s'est concentrée sur la détermination de l'arsenic (As), cadmium (Cd), cuivre (Cu), plomb (Pb) et le zinc (Zn) dans le muscle du poisson en raison de sa forte consommation.

2. Préparation et analyse des échantillons

La longueur totale (cm) et le poids (g) ont été mesurés pour chaque individu avant la préparation en utilisant un ichtyomètre et une balance (précision de 0.1 cm et 0.01g), les données biométriques détaillées sont présentées dans (**Tableau 8**).

La chaire de poisson est retirée à l'aide d'un scalpel en acier inoxydable pour éviter toute contamination, homogénéisée, en suite elle est emballée dans des récipients en polyéthylène pré-décontaminés et congelée à -18°C pour une analyse ultérieure.

En général, toutes les procédures d'analyse sont effectuées conformément aux protocoles modifiés décrits par Núñez et al. (2018), dans un ballon de digestion, un mélange (8:3) de HNO₃-HClO₄ (Merck, 99%) est ajouté à 1,5 g de tissus musculaires homogénéisés. Les flacons de digestion sont maintenus sur la plaque chauffante réglée à 120°C (augmentée progressivement) jusqu'à l'obtention d'une solution transparente. Les aliquotes digérées sont refroidies à température ambiante, puis diluées avec de l'eau déionisée. Les concentrations en ETMs sont déterminées par spectroscopie d'absorption atomique (Perkin Elmer, AAnalyst 700), soient par flamme pour (As, Cu, Zn), ou en four graphite pour (Cd, Pb), tout en suivant les conditions du fabricant. Tous les produits chimiques et solutions standard utilisés dans l'étude sont obtenus auprès de Merck et sont de qualité analytique. L'exactitude de la méthode est vérifiée par l'analyse d'un matériau de référence certifié (échantillon d'homogénat de

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

poisson IAEA-407) aussi des solutions ne contenant que de l'acide nitrique sont utilisées pour le blanc (**Annexe 4**). L'analyse est répétée 3 fois (n=3) pour chaque échantillon et les résultats en microgrammes par milligrammes de poids sec sont multipliés par 0,2 pour se référer au poids humide (ww) en se basant sur la teneur en eau estimée à 80% (Plessl et al. 2019).

3. Évaluation des risques sanitaires liés aux éléments traces métalliques

Peu d'études indiquent que le processus de cuisson pourrait réduire la bioaccessibilité de certains ETMs (Alves et al. 2018). Il est supposé que les EMTs sont totalement absorbés et que leur concentration n'est pas affectée par le processus de cuisson (Rasmussen et al. 2017). Pour déterminer les risques sanitaires et la cancérogénicité liés à la consommation de la daurade royale des côtes Algériennes, plusieurs indices sont calculés.

3.1. Apport Journalier Recommandé (EDI) est déterminé pour évaluer l'exposition du consommateur à l'As, Cd, Cu, Pb et au Zn. Il est calculé selon la formule ci-dessous (Griboff et al. 2017).

$$EDI = \frac{Ci \times FIR}{BW} \quad (2)$$

Où : EDI= AJE ($\mu\text{g kg}^{-1}$ poids corporel jour⁻¹); FIR = taux d'ingestion de produit de la mer (7g /capita.day⁻¹) pour les adultes (FAOSTAT 2017) ; Ci ($\mu\text{g g}^{-1}$ ww) = concentration du métal dans le poisson ; BW est le poids corporel moyen (72,5 kg pour cette étude) (CREAD 2018).

3.2. Quotient de risque (Target hazard quotients (THQ)) est le rapport entre l'exposition potentielle à une substance et le niveau auquel aucun effet nocif n'est attendu. Il est principalement utilisé par l'USEPA pour évaluer les risques sanitaires des agents chimiques. il est calculé selon la formule de Copat et al. (2013).

$$THQ = \frac{EF * ED * FIR * Ci}{RfD * BW * AT} * 10^{-3} \quad (3)$$

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

EF = la fréquence d'exposition 150 jours (pour les personnes qui consomment du poisson 3 fois par semaine) (CREAD 2018) ; ED = la durée d'exposition (70 ans) équivalente à l'espérance de vie à la naissance ; FIR = le taux d'ingestion de produit de mer en Algérie (7 g/personne/jour) (FAOSTAT 2017) ; Ci = la concentration de métal dans l'échantillon ($\mu\text{g g}^{-1}$ ww) ; RfD = ($\mu\text{g.g day}^{-1}$) = la dose orale de référence : Cd = 1×10^{-3} ; Cu = 4×10^{-2} ; Zn = 4×10^{-2} ; Pb = 4×10^{-3} et As = 3×10^{-4} (USEPA 2000). Bw = le poids corporel moyen (72,5 kg pour les adultes) (CREAD 2018) ; AT = la durée moyenne d'exposition pour les substances non cancérogènes (EF jours/an \times ED années). De plus, tous les calculs des limites de consommation d'As sont effectués en supposant que l'arsenic inorganique toxique représentait 10 % du total (Marengo et al. 2018).

Dans le présent travail, le THQ cumulé a été calculé en additionnant la valeur THQ de chaque métal comme suit :

$$\text{TTHQ} = \sum_i^n \text{THQ}_i \quad (4)$$

Un THQ < 1 indique que l'exposition quotidienne ne devrait pas avoir d'effets négatifs sur la santé humaine au cours d'une vie, alors que le THQ ≥ 1 indique un effet nocif possible (USEPA 2019).

3.3. Le risque cancérigène est calculé pour As, Cd et Pb selon l'équation suivante (USPEA 2000).

$$\text{CR} = \text{CSF} \times \text{EDI} \quad (5)$$

Où, CSF est le facteur de pente cancérogène de 0,0085 (mg/kg/jour), 1,5 (mg/kg/jour) et 6,3 (mg/kg/jour) pour Pb, As, Cd respectivement. L'EDI est l'apport quotidien estimé en éléments traces métalliques. Les niveaux de risque acceptables pour les cancérigènes vont de 10^{-4} à 10^{-6} , dans cette étude, nous considérons 10^{-5} point standard pour le cancer.

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

II. Résultats et discussion

1. Relation taille-poids

Au total, 39 individus de daurades royales provenant de différents habitats sont analysés. Les données biométriques des poissons étudiés sont présentées dans le (**Tableau 8**).

Tableau 8. Données biométriques des poissons étudiés.

Origine	n	Taille (cm)		Poids (g)	
		Mean ± SD	Range	Mean ± SD	Range
Sauvage	20	26.48± 3.20	21.5-33.1	293.61±62.80	190-430
Raceway	8	25.15± 0.74	23.7-26.1	322.07±25.30	287.6-355
Cage	11	25.64± 0.47	24.80-26.30	342.49±14.62	312.90-364.80

Les spécimens collectés ont une taille totale et un poids allant de [Moyenne = 26,97 ± 1,48 cm] et [Moyenne = 313,24 ± 39,52 g], respectivement. L'estimation des données biométriques est importante pour l'évaluation et la gestion des stocks (Balazadeh and Litvak 2018), et elle est également considérée comme une indication de la disponibilité de la nourriture dans l'environnement (Gauthier et al. 2008). Le test de Freidman ($p < 0.05$) a confirmé que les données biométriques variaient en fonction de l'origine des espèces (sauvage, raceway, cage), probablement en raison de la densité élevée, qui pourrait avoir un effet préjudiciable sur la croissance de la masse corporelle, la longueur totale et le métabolisme (de las Heras et al. 2015; Sánchez-Muros et al. 2017), une meilleure performance de croissance de la daurade royale est observée à faible densité (Carbonara et al. 2019), ce qui explique que les valeurs maximales des données biométriques sont observées à l'état sauvage, mais aucune différence significative n'est observée entre les élevages (bassin à terre ou cage flottante) en se basant sur le test de Mann-Whitney (valeur $p > 0.05$), ces résultats sont en adéquation avec les résultats de Vasconi et al. (2019) concernant les différents élevages.

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

La relation taille-poids est évaluée pour tous les spécimens sur la base de leur origine (**Fig. 10**).

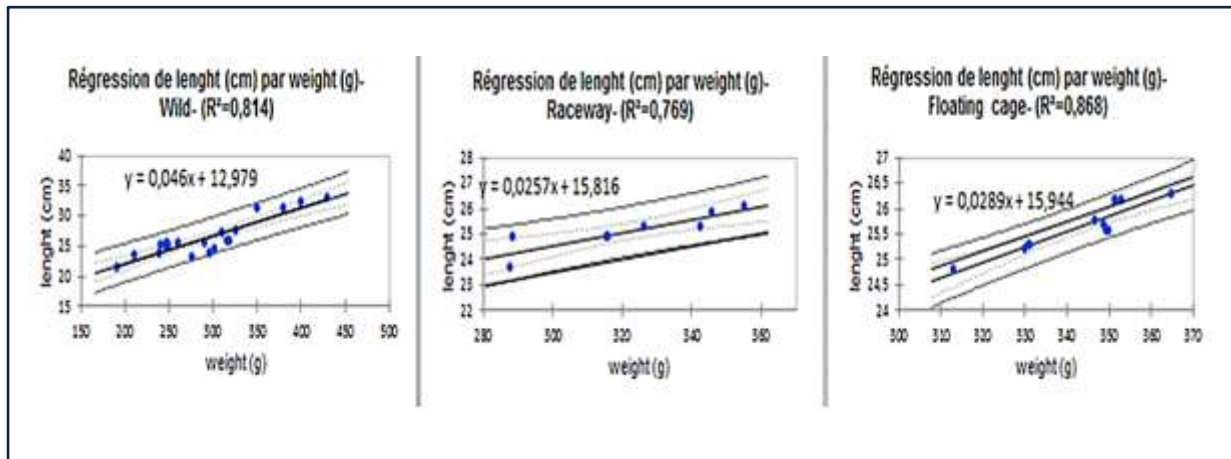


Figure.10. Relation taille-poids chez la daurade sauvage et d'élevage.

Les valeurs du coefficient de détermination R^2 sont 0.76, 0.81 et 0.86 pour les poissons en raceway, les poissons sauvages et ceux en cage flottante, respectivement. Une corrélation significative ($p < 0.05$) est observée pour tous les poissons examinés, conformément aux résultats de Hadjou et al. (2017) pour la daurade de la côte Algérienne, donc ce n'est pas l'origine qui influence la relation taille-poids, plutôt d'autres paramètres qui affectent la taille des poissons comme la saison (Jisr et al. 2018), le développement des gonades (Arfuso et al. 2017), le changement climatique et l'acidification des océans (Réveillac et al. 2015), les pratiques aquacoles (Palmeri et al. 2008), le sexe et le taux d'alimentation ainsi que leur comportement (Hossain et al. 2016; Castanheira et al. 2016).

2. Concentrations des éléments traces métalliques dans les daurades sauvages et d'élevage

Les concentrations moyennes et les intervalles de concentration de l'As, Cd, Cu, Pb et Zn (mg/kg de poids humide) dans le muscle de la daurade royale sauvage et d'élevage sont présentés dans le (**Tableau 9**).

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

Tableau 9. Les concentrations moyennes de métaux et la gamme des concentrations de métaux (mg/kg de poids humide) dans le muscle du *Sparus aurata*.

Origine		As	Cd	Cu	Pb	Zn
Sauvage	mean	4.27	0.0023 ^a	0.29 ^a	0.0045 ^a	4.13
	range	[1.88-5.02]	[< LD-0.005]	[0.18-0.40]	[< LD-0.006]	[3.42-4.84]
Rcaeway		2.40	0.003 ^{ab}	0.45 ^{ab}	0.002 ^b	4.78
		[0.8-3.89]	[0.002-0.004]	[0.24-0.65]	[0.0015-0.0024]	[4.39-5.05]
Cage		3.52	0.004 ^{ab}	0.52 ^{ab}	0.0027	5.02
		[3.32-3.68]	[< LD-0.0078]	[0.28-0.98]	[0.0021-0.004]	[4.69-5.1]

<LD=les valeurs sont inférieures aux limites de détection par spectrophotométrie, 0.001 ppm pour le Pb et 0.002 ppm pour le Cd. Les valeurs avec des lettres différentes dans la même colonne sont significativement différentes ($p < 0.05$).

Les éléments les plus abondants sont le zinc et l'arsenic, à l'inverse les concentrations les plus faibles sont celles du plomb et du cadmium. Les concentrations les plus élevées en Cd, Cu et en Zn sont enregistrées chez la daurade d'élevage, tandis que les concentrations les plus élevées d'As et de Pb sont enregistrées chez la sauvage. Les échantillons de poissons d'élevage montrent des niveaux de concentration inférieurs à ceux des poissons sauvages, conformément à Iamiceli et al. (2015). Chez la daurade, il existe une forte corrélation entre le régime alimentaire et les oligo-éléments (Psoma et al. 2014), Zn et Cu étant nécessaires au bon métabolisme des poissons les aliments extrudés pour poisson sont en enrichis (Wang et al. 2020). Parmi les trois différentes origines de poissons, la teneur en Cd semble être plus faible chez les poissons sauvages que dans les tissus des spécimens issus de systèmes d'élevage, les résultats montrent également que le cadmium s'accumule principalement par l'alimentation. En aquaculture, les aliments composés sont reconnus comme la principale source de contaminants car les aliments pour poissons sont produits par des petits poissons provenant généralement de zones polluées (Amlund et al. 2012).

Le test de Friedman a montré que l'origine des poissons est déterminante pour la distribution des éléments traces métalliques, ainsi que, des distinctions sont détectées entre les différents systèmes d'élevage (fermes), ce qui pourrait être dû au temps nécessaire pour boucler le cycle de production, dans notre étude 36 mois pour l'élevage en cage contre 18 mois en raceway,

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

ainsi que l'origine des juvéniles (facteur génétique), et la composition de l'aliment pour poissons.

Chez les espèces sauvages, une corrélation négative est observée entre l'arsenic et le cuivre, en outre le zinc a une corrélation positive avec la taille des poissons dans tous les habitats, ces résultats sont en accordance avec Tapia et al. (2012), tandis que le cuivre a une corrélation positive avec la taille et le poids seulement chez le poisson issu de la cage. La **figure.11** montre que chez les poissons en cage de nombreuses positives intercorrélations sont enregistrées (entre Cu, Zn, Pb et As), (entre Zn, As et Pb), suggérant ainsi que ces ETMs sont associés entre eux et que leurs comportements d'accumulation dans les muscles est identique. Nos résultats sont à l'opposé de ceux de Merciai et al. (2014) qui n'a établi aucune corrélation entre l'accumulation des éléments traces métalliques et le poids corporel en mer Méditerranée.

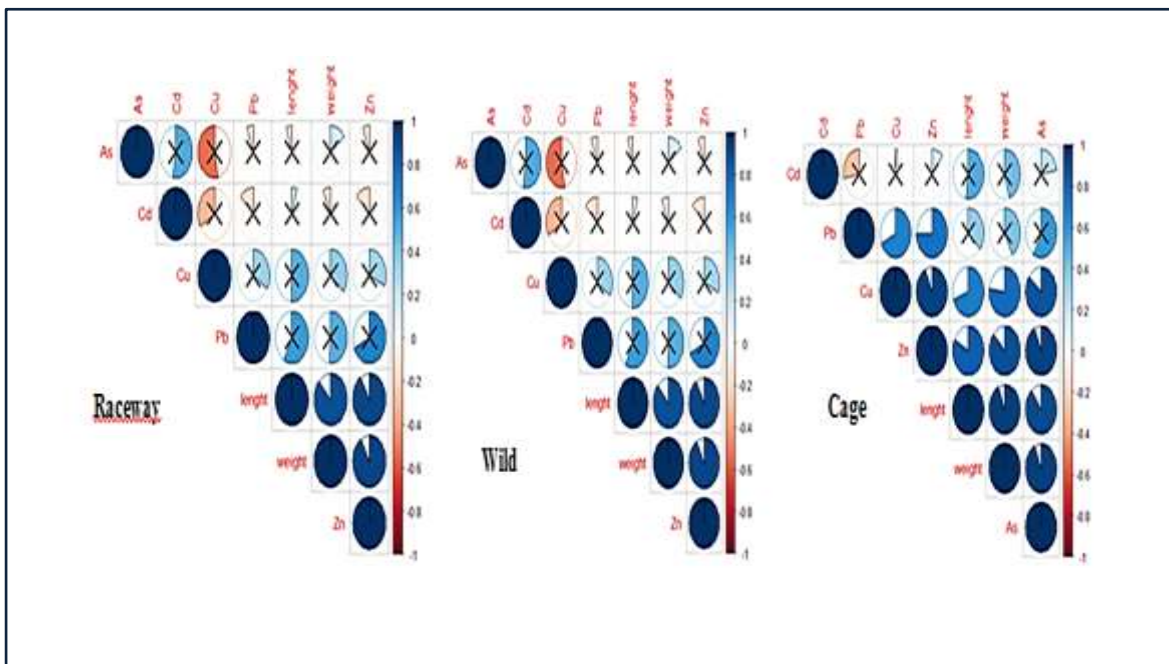


Figure.11. Matrice de corrélation entre les métaux lourds et la taille des poissons. (L'intensité de la couleur et la taille des cercles sont proportionnelles aux coefficients de corrélation, les valeurs $p > 0.05$ sont barrées par une croix).

Chapitre V. Contamination de *Sparus aurata* par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

Ces corrélations sont dues à la biodisponibilité des éléments traces métalliques étant donné que *Sparus aurata* est une espèce euryhaline, ainsi que la proximité des piscicultures du littoral (mariculture côtière), où le carburant riche en plomb s'échappe des bateaux de pêche dans les ports et contamine les eaux locales. Yigit et al. (2018) ont rapporté que les éléments traces chez les poissons présentaient une forte corrélation avec leur milieu de vie.

Le cuivre est essentiel pour la croissance, la reproduction et la performance de nage des poissons (Grosell 2011), le zinc est un cofacteur de protéines et des réactions métaboliques (Hogstrand 2011), ainsi que, le Cu et le Zn sont plus accumulable chez les poissons que les éléments traces métalliques non essentiels (Cd et Pb). L'arsenic est un élément toxique, en particulier sous sa forme inorganique, il est considéré sans fonction nutritionnelle ou métabolique connue (Ferrante et al. 2019), ses concentrations diminuent à mesure que le niveau trophique augmente (McIntyre and Linton 2011). Pour les autres éléments traces métallique, il n'y a pas de corrélations significatives, probablement en raison des régimes alimentaires (aliments composés ou carnivores) et de la saison (Ongeri et al. 2012), d'autant plus il est démontré que certains parasites des poissons peuvent accumuler des éléments traces métalliques de milieu aquatique (Dural et al. 2011). En bref, les niveaux des éléments traces métalliques sont tous très différents d'une région à l'autre.

Le Tableau 10 résume les concentrations de l'arsenic, cadmium, cuivre, plomb et de zinc dans la chair des dorades de la côte Algériennes et celle en méditerranée. Les teneurs en Cd et Pb mesurées dans la partie comestible de *Sparus aurata* sauvage et d'élevage sont en accord étroit avec les rapports précédents en mer Méditerranée, en Turquie (Dolenec et al. 2014), en Italie (Iamiceli et al. 2015), en Corse (Marengo et al. 2018), cependant, des teneurs plus élevés d'As dans la daurade d'élevage sont signalés dans notre étude et dans Bouchoucha et al. (2019) par rapport à Minganti et al. (2010), pour les teneurs de Cu et Zn sont conformes aux études menées en mer Méditerranée (Tableau 9), mais, ils sont bien en dessous des résultats de (Dural et al. 2011) en Turquie. Ces différences sont liées aux pratiques d'élevage et à la composition des aliments, ainsi qu'à la régulation homéostatique et aux processus de détoxification chez les poissons (Wang and Wang 2016; Morcillo et al. 2018).

Chapitre V. Contamination de *Sparus aurata* par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

Tableau 10. Les concentrations des ETMs dans la chair des daurades (mg/kg =ug / g.ww) de la côte Algérienne et celles des différentes régions méditerranéennes. (LD= limite de détection)

Espèces	unité	As	Cd	Cu	Pb	Zn	type	Origine	Références
<i>S.aurata</i>	mg/kg.ww	-	<LD	0.399±0.031	<LD	4.946±0.904	Elevage	Bande de Gaza (Palestine)	Elnabris (2013)
<i>S.aurata</i>		0.534	0.0082	0.4	0.04	6.864	Elevage	Mer Adriatique	Dolenec et al. (2014)
<i>S.aurata</i>	mg/kg w.w	0.954	0.0104	0.394	0.1	4.708	Sauvage	Mer Adriatique	Dolenec et al.(2014)
<i>S.aurata</i>			0,0023±0,0031	0,46±0,029	0,043±0,039	ND	Elevage	Grèce	Psoma et al. (2013)
<i>D.labrax</i>	mg/kg w.w	0.41±0,069	<0.010	0.992±0,437	<0.010	4.92±0.234	Elevage	Mer Méditerranée (Italie)	Squadrone et al.(2016)
<i>S. aurata</i>	ug/g w.w		<LD	0.024	<0.004		Elevage	Mer Méditerranée (Italie)	Iamiceli et al.(2015)
<i>S. aurata</i>	ug/g w.w	0.98±0.28	0.0044	0.26±0.06	0.028	3.18±0.64	Elevage	Mer de Ligurie (Italie)	Minganti et al. (2010)
<i>S. aurata</i>		6.32±1.7	0.0014	0.32±0.08	0.0054	3.64±0.58	Sauvage	Mer de Ligurie (Italie)	Minganti et al.(2010)
<i>S.aurata</i>	mg/kg w.w	-	1.255 ± 0.793	6.237 ± 1.45	3.830 ± 1.445	14.35 ± 2.43	Sauvage	MerMéditerranée (Turquie)	Dural et al. (2011)
<i>S.aurata</i>	mg/kg w.w		<LD	<LD	<LD	7.02	Elevage	Mer Ionienne (Grèce)	Kalantzi et al. (2016)
<i>S.aurata</i>	mg/kg w.w	5.489±0.565	0.002±0.001	0.20±0.016	0.006±0.001	3.55±0.20	Sauvage	Corse Mer Méditerranée	Marengo et al. (2018)
<i>S. aurata</i>		2.739±0.572	0.004±0.002	0.497±0.137	0.013±0.009	4.34±0.28	Elevage	Corse Mer Méditerranée	Marengo et al. (2018)
<i>S.aurata</i>	ug/g w.w		0.001± 0.001		0.03± 0.042		Elevage	Mer Égée-Crétoise (Grèce)	Renieri et al. (2019)
<i>S. aurata</i>			0.007± 0.008		0.21± 0.189		Sauvage	Mer Égée-Crétoise (Grèce)	Renieri et al.(2019)
<i>S.aurata</i>	mg/kg ww	11.95 ± 8.45	<LD				Sauvage	Méditerranée du nord-ouest (France)	Bouchoucha et al. (2019)
<i>S.aurata</i>	ug/g w.w	4.27± 0.65	0.002±0.0034	0.29±0.10	0.0045±0.013	4.13±0.18	Sauvage	Côtes algériennes	La présente étude
<i>S. aurata</i>		2.4±0.17	0.003±0.004	0.45±0.09	0.002±0.0034	4.78±0.25	Raceway		
<i>S. aurata</i>		3.52±0.21	0.004±0.0021	0.52±0.044	0.0027±0.00132	5.02±0.0304	Cage		

Chapitre V. Contamination de *Sparus aurata* par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

3. Risque pour la santé humaine

Les estimations de la prise des consommateurs sont comparées aux doses hebdomadaires tolérables provisoires (PTWI) et aux doses journalières tolérables provisoires (PTDI) appropriées pour évaluer la sécurité sanitaire des poissons consommés par la population locale. Les résultats sont présentés dans le **tableau 11**. Les valeurs de la PTWI pour As inorganique et Pb sont de 15 et 21 ug/kg de poids corporel/semaine, tandis que le Cd est estimé à 25 ug/kg de poids corporel par mois (FAO/WHO 2013 ; JEFCA 2011). Par conséquent, la PTWI d'As_{inorg}, Cd et de Pb pour une personne de 72,5 kg est de 1087,5, 181,25 et 1522,5 ug/ semaine, respectivement. La consommation quotidienne moyenne de poisson en Algérie est de 7 g/personne/capita, cela équivaut également à 49 g/semaine, donc la consommation hebdomadaire estimée (EWI) d'As_{inorg} se situe entre 0,16 et 0,29 ug. La valeur la plus élevée est issue des poissons sauvages alors que les valeurs d'EWI de Cd et Pb sont presque nulles (d'ordre de 10⁻⁴). Au final la dose hebdomadaire estimée d'As_{inorg}, de Cd et de Pb pour une personne de 72,5 kg consommant *Sparus aurata* provenant des côtes Algériennes dans cette étude est beaucoup plus faible que les valeurs de PTWI recommandées, elle ne dépasse pas 1 % du taux recommandé par l'WHO/JECFA pour tous les éléments traces métalliques, qui s'explique certainement par la consommation limitée des produits de la mer par la population locale. Cette consommation est considérée comme étant parmi les plus faibles de la région méditerranéenne selon la norme FAO (2015), vu que 66,3% des consommateurs Algériens considèrent que la viande est un produit alimentaire très cher (Chikhi and Bencharif 2016), d'autant plus la sensibilité aux contaminants pourrait être affectée par le poids corporel humain (Le Magueresse-Battistoni et al. 2018).

Chapitre V. Contamination de *Sparus aurata* par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

Tableau 11. Les valeurs de la dose journalière estimée (EDI) et de la dose hebdomadaire (EWI) en ETMs associées à la consommation de poissons.

Métaux				Wild		Raceway		Cage		total EWI	EWI/PTWI%
	PTWI ^a	PTWI ^b	PTDI ^c	EWI ^d	(EDI) ^e	EWI ^d	(EDI) ^e	EWI ^d	(EDI) ^e		
As _{inorg}	15	1087.5	2.14	2.89E-01	4.12E-02	1.62E-01	2.32E-02	2,38E-01	3.40E-02	6.89E-01	6.33E-02
Cd	25*	453.125	0.83	1.35E-03	1.93E-04	2.03E-03	2.90E-04	2,70E-03	3.86E-04	6.08E-03	1.34E-03
Cu	3500	253750	500	1.96E-01	2.80E-02	3.04E-01	4.34E-02	3,51E-01	5.02E-02	8.52E-01	3.36E-04
Pb	21	1522.5	3	3.04E-03	4.34E-04	1.35E-03	1,93E-04	1.82E-03	2.61E-04	6.22E-03	4.08E-04
Zn	2100	57750	300	2.79E+00	3.99E-01	3.23E+00	4,62E-01	3.39E+00	4.85E-01	9.41E+00	1.63E-02
Total											8.17E-02

^{a, c} Dose hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI) (ug/kg de poids corporel/semaine) et dose journalière tolérable (PTDI) (ug/jour). FAO/WHO (2020). *PTWI pour le Cd en (ug/mois). (JEFCA 2011).

^b PTWI pour une personne de 72,5 kg (ug/ semaine)

^d Estimation de la consommation hebdomadaire (EWI) (ug).

^e Apport journalier estimé (EDI) (ug).

As_{inorg} = 10 % de l'arsenic total

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

Les quotients de danger (THQ) des éléments traces métalliques étudiés suite à la consommation des daurades royales par les adultes Algériens sont présentés dans le **tableau 12**.

Tableau 12. Estimation du THQ et du THQ total pour les différents ETMs provenant de la consommation de *Sparus aurata* d'élevage et sauvages.

	THQ-As	THQ-Cd	THQ-Cu	THQ-Pb	THQ-Zn	TTHQ
Sauvage	1.37E-04	1.93E-07	7.00E-07	1.09E-07	1.33E-06	1.40E-04
Raceway	2.32E-05	2.90E-07	1.09E-06	4.83E-08	1.54E-06	2.61E-05
Cage	1.13E-04	3.86E-07	1.26E-06	6.52E-08	1.62E-06	1.17E-04
TDTHQ	2.74E-04	8.69E-07	3.04E-06	2.22E-07	4.48E-06	2.83E-04

Le quotient de danger (THQ) est une approche solide pour évaluer les risques pour la santé humaine liés à la consommation de poisson (Varol and Sünbül 2018). Le THQ de chaque ETM via la consommation de poisson est comme suit en suivant un ordre descendante As > Zn > Cu > Cd > Pb. Le THQ de chaque ETM via la consommation de poisson selon son origine est présenté dans un ordre décroissant comme suit : Sauvage > Cage > Raceway. La valeur THQ pour chaque metal et le TTHQ sont bien inférieurs à la limite de sécurité de 1, ce qui indique que l'absorption d'un seul métal ou de tous les éléments traces métalliques via la consommation de daurades royales sauvages et d'élevage provenant des côtes Algériennes ne présente pas d'effets néfastes graves sur la santé des consommateurs. Par ailleurs, le risque cancérogène au cours de la vie (LCR) de l'As, du Cd et du Pb dû à l'exposition par la consommation de poisson est indiqué dans le **tableau 13**.

Chapitre V. Contamination de Sparus aurata par les éléments traces métalliques. Évaluation des risques pour la santé humaine

Tableau 13. Le risque cancérogène tout au long d'une vie (LCR) de l'As, Cd et du Pb.

	LCR-As	LCR-Cd	LCR-Pb
Sauvage	3.09E-04	6.08E-06	1.85E-08
Raceway	1.74E-04	9.12E-06	8.21E-09
Cage	2.55E-04	1.22E-05	1.11E-08
Total	7.38E-04	2.74E-05	3.78E-08


Les valeurs LCR pour As, Cd et Pb provenant de la consommation de poisson sont de $7.38 \cdot 10^{-4}$; $2.7 \cdot 10^{-5}$; $3.78 \cdot 10^{-8}$, respectivement. En général, les niveaux de risque acceptables pour les cancérogènes vont de 10^{-4} à 10^{-6} , dans cette étude nous considérons 10^{-5} comme le point standard pour le risque de cancer (Núñez et al. 2018). Parmi tous les ETMs étudiés, l'arsenic présente la plus forte probabilité de risque de cancer (moyenne LCR $7,38 \cdot 10^{-4}$) et le plomb a la plus faible (moyenne LCR $3,78 \cdot 10^{-8}$) probabilité de causer un cancer. Les résultats de cette recherche montrent qu'il faut donc tenir compte du risque potentiel pour la santé humaine suite à la consommation des daurades, notamment celles d'élevage.

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

Environ Monit Assess (2021) 193:333
<https://doi.org/10.1007/s10661-021-09117-8>



Dynamics of the genus *Ostreopsis* (Gonyaulacales, Dinophyceae) in a Mediterranean fish farm

Ryhane Lounas  · Hamza Kasmi · Safia Chernai ·
Nadia Amarni · Boualem Hamdi

Received: 26 October 2020 / Accepted: 2 May 2021
© The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature Switzerland AG 2021

Objectifs

Ce chapitre décrit la dynamique d'une population d'*Ostreopsis* dans une pisciculture en Algérie. Les données présentées sont intéressantes, étant donné le risque potentiel de contamination des produits de la mer par les toxines produites par *Ostreopsis* sp. qui pourrait provoquer des troubles de santé chez l'homme, d'où la nécessité de surveiller la prolifération de cette espèce.

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

1. Site d'étude et échantillonnage

Des échantillons d'eau pour l'estimation des abondances de cellules planctoniques sont prélevés dans un élevage de daurades royales en raceway à la ferme « AQUASOLE» (35°32,23'N /01°12,07'W), dans le sud-ouest de la Méditerranée (**Fig.5**). La ferme dispose d'un système de circulation d'eau ouvert, avec une production moyenne de 200 tonnes .an⁻¹. L'eau de mer ne subit aucun traitement, ni à l'entrée ni à la sortie.

Des prélèvements sont effectués dans les eaux d'entrée (St.1) et dans les eaux de rejet (St. 2), et dans les eaux de bassin à poisson (St.3) pour vérifier la présence ou l'absence de genre *Ostreopsis* (**Annexe 5**). L'échantillonnage est effectué, avant l'alimentation des poissons, bimensuellement pendant l'été 2016 et 2017 (de juin à septembre), à l'aide de bouteilles en plastique (de 250 ml à 1L) selon les recommandations de (AQUAREF 2015, ISO 5667-6:2014). Les échantillons d'eau de mer pour le comptage des cellules d'*Ostreopsis* sont fixés avec une solution de Lugol à 2% (Mangialajo et al. 2011). Tous les échantillons sont conservés dans l'obscurité à 4°C et transportés au laboratoire pour une analyse plus approfondie. La température et la salinité sont déterminées in situ à l'aide d'un capteur multiparamétrique de la qualité de l'eau de type (Hanna HI 9828, précision 0,18°C pour la température et 0,05 pour la salinité).

2. Analyses au laboratoire

L'analyse des phosphates, de l'ammoniac, des nitrites, des nitrates et de la chlorophylle-a est effectuée selon Amouroux and Claisse (2016). Les échantillons d'eau à utiliser pour l'analyse des nutriments sont immédiatement filtrés par des filtres (Whatman GF/F, porosité = 0,7 µm), placés dans un congélateur et analysés dans les 24 heures, suivant la méthode colorimétrique (Chifflet et al. 2004) à l'aide d'un auto-analyseur (SKALAR). Les limites de détectabilité sont de 0,02 µmol.L⁻¹ pour les nitrates, les nitrites, l'ammoniac et les orthophosphates. L'azote inorganique dissous (DIN) = nitrates + nitrites + ammoniac. La chlorophylle-a est estimée à partir de l'extraction à l'acétone à 90 % dans l'obscurité après filtration sur des filtres (GF/6 de Whatman, 0,7 µm) (Sun et al. 2016), ensuite, elle est mesurée par spectrophotométrie

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

(JASCO-730), quant à la demande biochimique en oxygène (DBO), elle est évaluée selon Jouanneau et al. (2014).

L'abondance des cellules d'*Ostreopsis* sp., est évaluée selon Utermöhl. (1958), méthode de sédimentation (50 ml déposés pendant 24 h dans des cylindres d'Utermöhl). Les cellules sont observées et comptées sous un microscope inversé (OPTIKA-XDS) à des grossissements $\times 400$. L'identification des espèces de dinoflagellés est réalisée selon plusieurs publications taxonomiques (Faust et Gullede, 2002 ; Hallegraeff et al. 2004), et en raison de la difficulté à différencier les espèces d'*Ostreopsis* en utilisant la microscopie optique vue la grande similitude morphologique entre les espèces méditerranéennes d'*Ostreopsis*, sachant qu'en mer Méditerranée, le genre *Ostreopsis* peut comprendre diverses espèces telles que *Ostreopsis*. cf. *ovata* (Cohu et al. 2011), *Ostreopsis*. cf. *siamensis* (Ciminiello et al. 2013) et *Ostreopsis fattorussoi* récemment décrit (Accoroni et al. 2016), l'identification est limitée au niveau du genre uniquement et « *Ostreopsis* sp. » est adopté dans ce manuscrit. L'abondance de cellules est exprimée en nombre de cellules $\times L^{-1}$.

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

II. Résultats

1. Données environnementales

Les paramètres biotiques et abiotiques obtenus au cours de cette étude sont présentés (**Fig. 13**, **Fig.14**, **Fig.15** et **Fig.16**).

Les variations temporelles de la température sont comprises entre 19.8 °C, qui est la valeur minimale enregistrée à St.1 (eau d'entrée) au début de Juin 2016, et la valeur maximale de 28.1 °C enregistrée à St.2 (eau de sortie), au début d'Août 2017, par contre, la salinité n'a pas montré une grande variation dans la zone d'étude, elle variait de 38.1 ± 0.05 à 38.3 ± 0.08 (**Fig.13**).

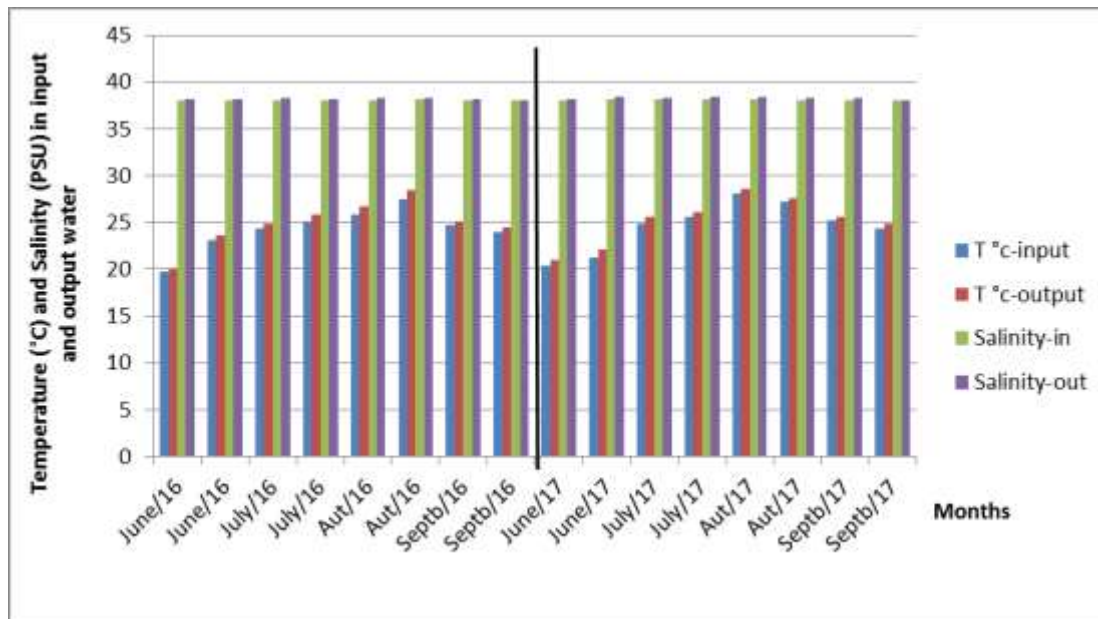


Figure.13. Variations temporelles de la température (°C) et de la salinité (psu) de l'eau d'entrée et de sortie de la pisciculture au cours des étés 2016-2017.

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

Les niveaux les plus élevés d'oxygène dissous biochimique (DBO) sont enregistrés à St.1 avec une moyenne de 127.62 ± 36.25 mg/L tandis que St.2 a montré le niveau le plus bas en DBO avec une moyenne de 43.50 ± 55.07 mg/L (**Fig.14**).

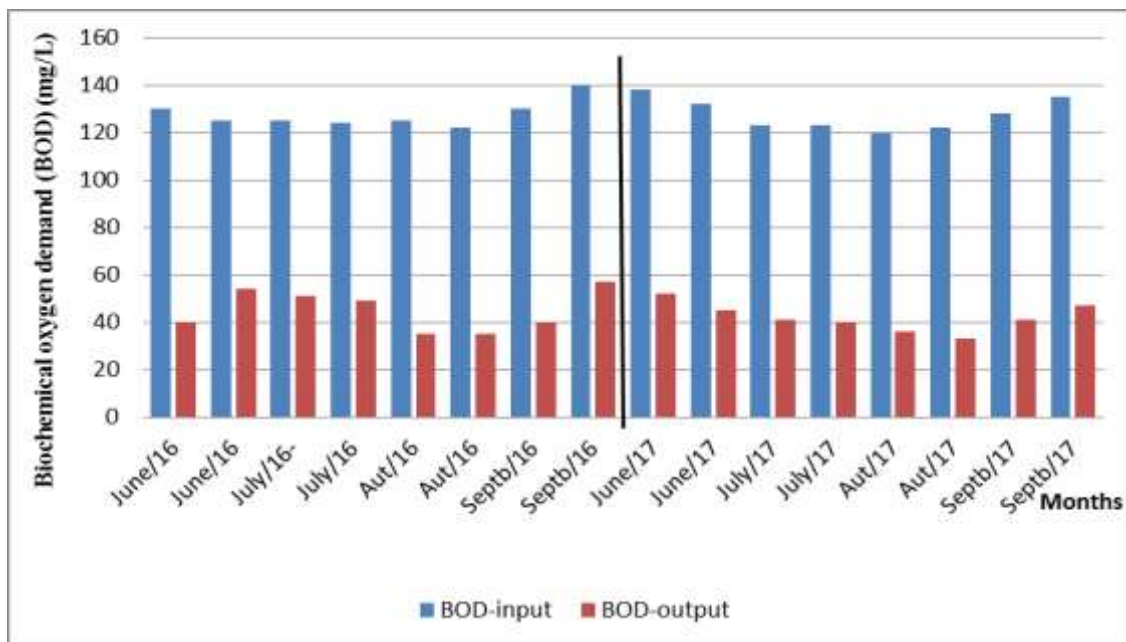


Figure.14. Variations temporelles de la demande biochimique en oxygène (DBO) (mg/L) de l'eau d'entrée et de sortie au cours des étés 2016-2017.

La concentration la plus élevée d'azote inorganique dissous (DIN) est de $0.63 \mu\text{mol L}^{-1}$ enregistrée au début du mois d'août 2017 à St.2, contre $0.16 \mu\text{mol L}^{-1}$ à St.1 au cours du même mois. Les concentrations de nitrite, de nitrate et d'ammonium ont suivi cette tendance. Par ailleurs, le phosphore (PO_4) varie entre 0.022 et $0.193 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans St.2 et entre 0.025 et $0.049 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans l'eau d'entrée (**Fig.15**).

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

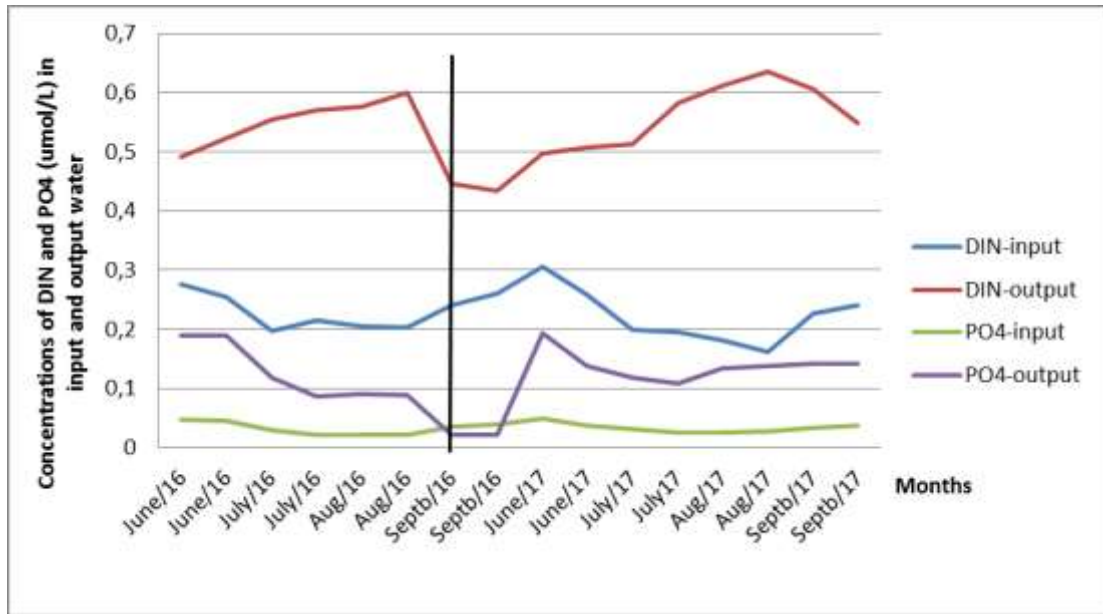


Figure.15. Variations temporelles de l'azote inorganique dissous (DIN) et des orthophosphates (PO₄) (μmol/L) dans les eaux d'entrée et de sortie au cours des étés 2016-2017.

Les concentrations de chlorophylle-a variaient entre 0.54 et 1.28 μg L⁻¹ dans St.1, tandis que la valeur la plus élevée de 4.01 μg L⁻¹ est enregistrée en début juin 2017 (**Fig. 16**).

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

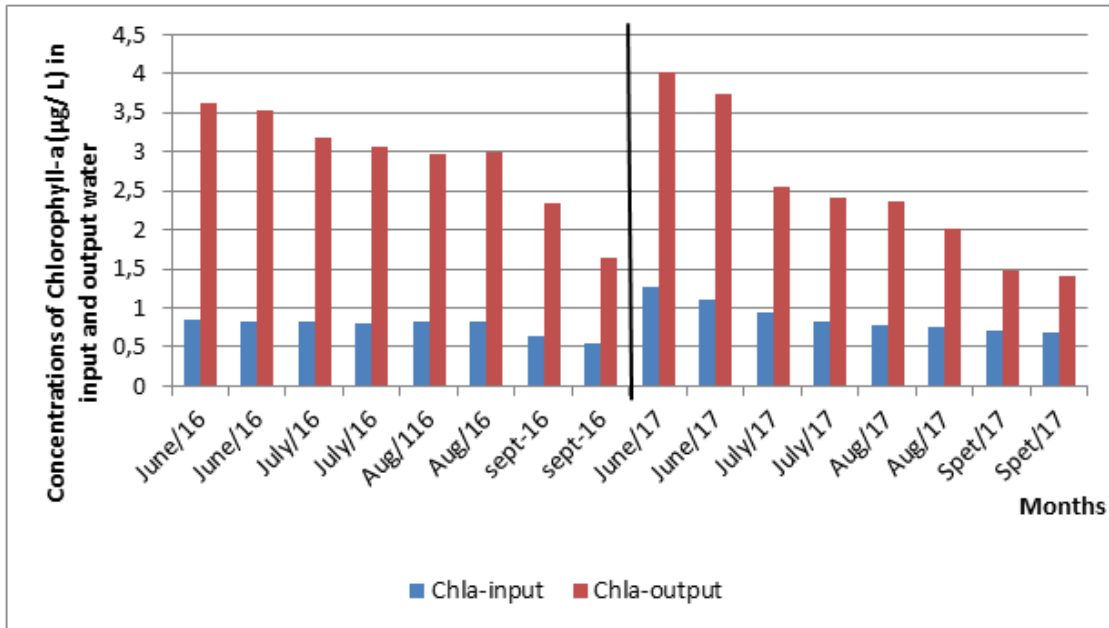


Figure.16. Variations temporelles de la chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$) dans les eaux d'entrée et de sortie au cours des étés 2016-2017.

Tous les paramètres mesurés ont montré une variation temporelle, le niveau le plus élevé pour toutes les variables environnementales exception pour la DBO est enregistré dans l'eau de sortie de la pisciculture par rapport à l'eau d'entrée (ANOVA, $p < 0.05$).

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

5. *Abondance d'Ostreopsis sp. et les facteurs environnementaux responsables de sa prolifération dans la ferme piscicole*

L'abondance des cellules d'*Ostreopsis* (Fig.17) a montré une variation mensuelle entre l'eau d'entrée et de sortie de la ferme d'élevage en raceway (Fig.18).

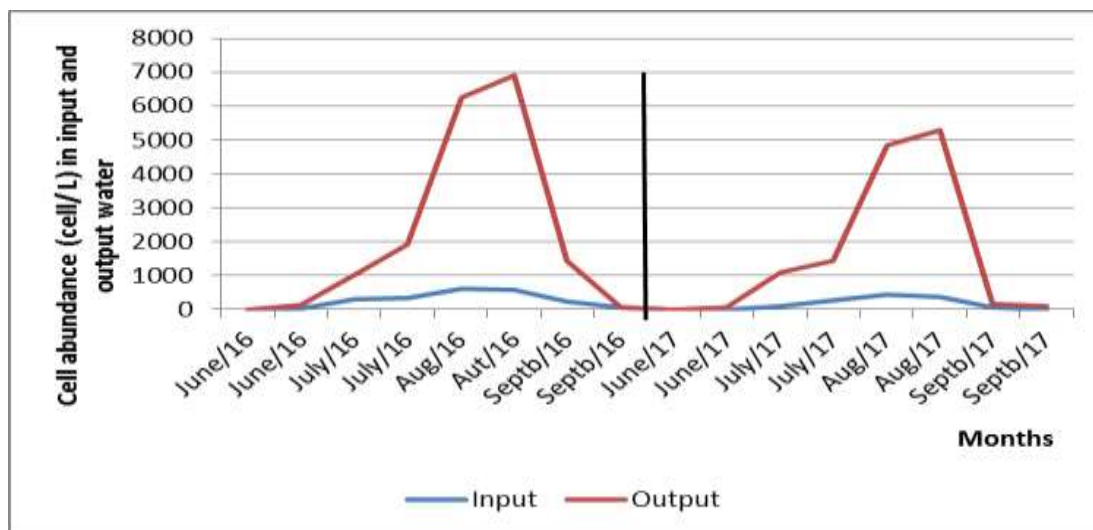


Figure.17. Abondance d'*Ostreopsis* sp. dans les eaux d'entrée et de sortie.

La plus forte abondance d'*Ostreopsis* sp., est observée en août 2016, tant pour l'eau d'entrée que pour l'eau de sortie (600 et 6340 cellules.L⁻¹ respectivement), tandis qu'elle est plus faible ou inexistante en Juin et en Septembre. Le pic de l'été 2017 est enregistré début Août avec une densité de 4895 cellules.L⁻¹. Le pic de l'été 2016 coïncide avec une température de 28.4 °C, une salinité de 38.3 psu, DIN et PO₄ égal à 0.60 µmol L⁻¹ et 0.08 µmol L⁻¹ respectivement, ainsi qu'une DBO de 35 mg L⁻¹ et Chlorophylle-a de 2.99 µg L⁻¹, en outre les paramètres environnementaux enregistrés lors du deuxième pic en 2017 sont les suivants : température de 28.6 °C, salinité de 38.4 psu, DIN et PO₄ de 0.61 et 0.13 µmol L⁻¹, respectivement, DBO de 36 mg L⁻¹ et Chlorophylle-a de 2.36 µg L⁻¹.

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

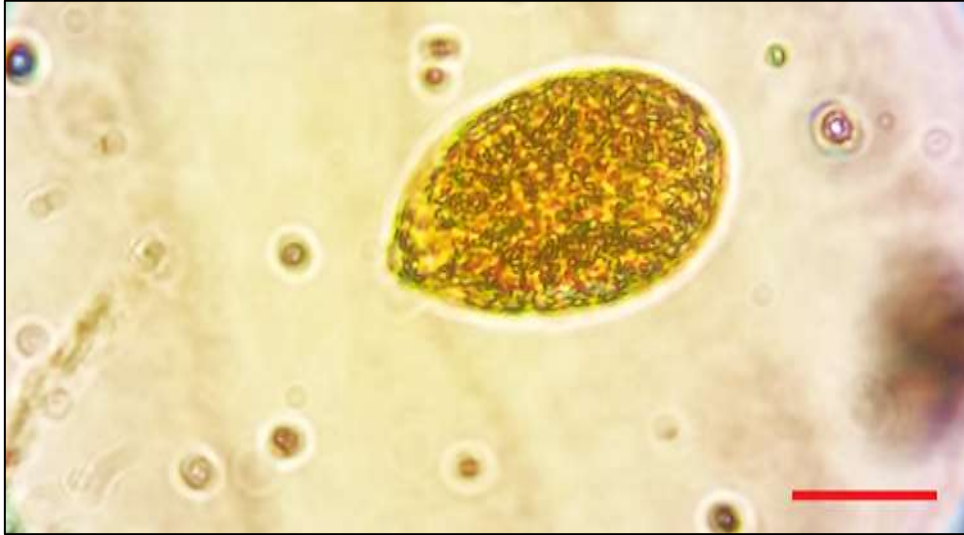


Figure.18. Cellules d'*Ostreopsis* sp. observées au microscope optique dans l'eau de sortie $\times 40$ (Scale bar = 20 μm).

Une corrélation positive et significative ($R^2 = 0.91$, $p < 0.001$) est constaté entre l'abondance des cellules dans l'eau d'entrée et l'eau de sortie, bien que les paramètres responsables de l'abondance des cellules d'*Ostreopsis* sp., dans l'eau d'entrée sont significativement différents de ceux de l'eau de sortie (ANOVA, $p < 0.0001$), les paramètres environnementaux responsables du pic d'*Ostreopsis* sp., dans l'eau de sortie sont similaires en été 2016 et en été 2017 (test de Mann-Whitney, $p > 0.05$).

L'analyse en composantes principales (ACP) basée sur la corrélation entre l'abondance des cellules *Ostreopsis* sp. à la station étudiée (écoulement) et les variables environnementales est présentée en (**Fig.19**).

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

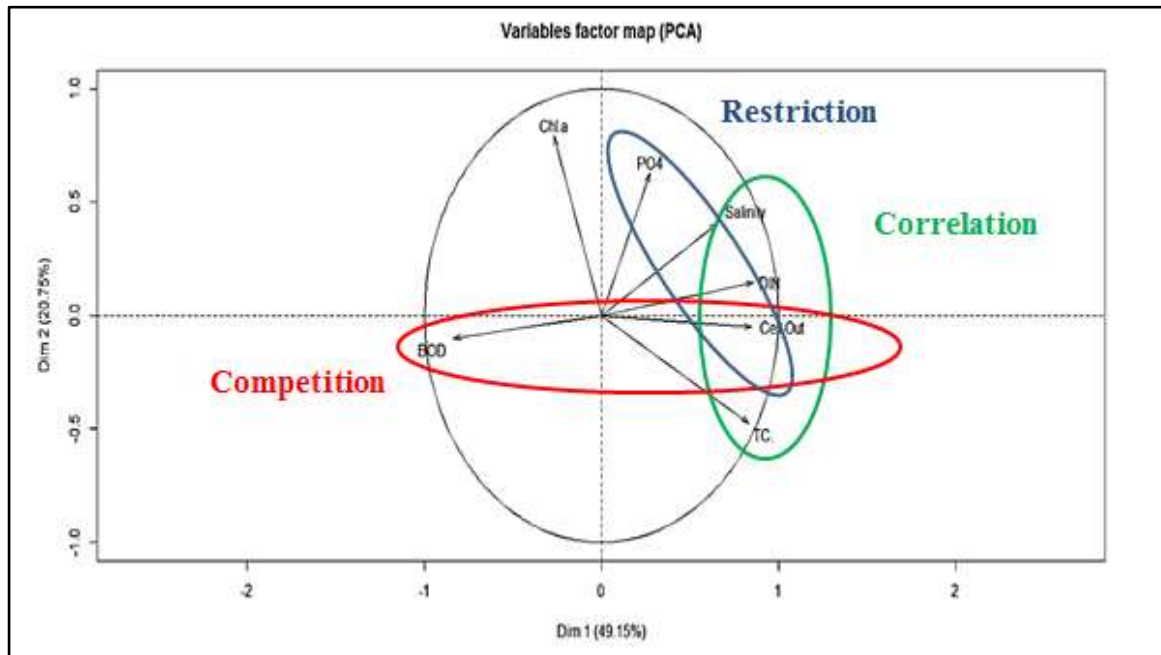


Figure.19. Principales composantes obtenues pour les données environnementales et l'abondance des cellules d'*Ostreopsis* sp. dans les eaux de rejet aquacoles.

Elle est menée pour identifier les paramètres affectant l'abondance des cellules dans les effluents de la pisciculture. La validité du modèle est vérifiée et les valeurs propres > 0.37 sont considérées comme des critères pour l'extraction des composantes principales.

La première composante principale explique clairement les relations entre l'abondance des cellules et les propriétés physico-chimiques de l'eau de sortie. Le PC1 indique une relation positive entre l'abondance des cellules, la température, la salinité et l'azote inorganique dissous. Il y a une variation temporelle dans la prolifération des *Ostreopsis* sp. Le niveau élevé est enregistré en Août et les plus faibles abondances sont enregistrées en Juin et/ou Septembre. Le résultat de l'ACP révèle une compétition entre la prolifération cellulaire et d'autres microorganismes (communauté de microalgues, parasites...), puisque la DBO est négativement corrélée à l'abondance d'*Ostreopsis* sp. Cette DBO représente la quantité d'oxygène consommée par les bactéries et autres microorganismes lorsqu'ils décomposent la matière organique en aérobie, par ailleurs la contribution du PC2 révèle les propriétés

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

physicochimiques ainsi que les relations intrinsèques dans les eaux de rejets de la mariculture, dont le DIN, le PO₄, la salinité et la DBO qui sont inversement liés à la température de l'eau. Par conséquent, le PC1 révèle les principaux paramètres environnementaux affectant l'abondance des cellules d'*Ostreopsis* sp., dans l'eau de sortie tandis que le PC2 reflète l'interrelation entre les facteurs biotiques et abiotiques dans les eaux de rejets de mariculture.

III. Discussion

Cette étude rapporte les principaux paramètres environnementaux associés à la dynamique d'*Ostreopsis* sp. dans une ferme piscicole de raceway dans le sud-ouest de la Méditerranée. L'espèce a été introduite dans la pisciculture par l'intermédiaire de l'eau de mer pompée dans la zone côtière adjacente, car elle fonctionne dans un système ouvert. Il faut rappeler qu'un événement toxique a été enregistré durant l'été 2009 dans la même région, entraînant 163 cas d'empoisonnement (Illoul et al. 2012). Ce dinoflagellé se propage dans les mers du monde de manière hydrodynamique sous forme de phytoplancton libre ou attaché à des débris plastiques (Tibiricá et al. 2019), ainsi que, via les eaux de ballast (Cheniti et al. 2018). De plus, les kystes constituent la population hivernante à l'origine des blooms récurrents d'*Ostreopsis* sp. dans certaines zones de la mer Méditerranée. Ils peuvent germer dans des conditions favorables 5 à 6 mois après leur formation (Accoroni et al. 2014 ; Figueroa et al. 2018).

La dynamique de la prolifération d'*Ostreopsis* sp., en relation avec les facteurs abiotiques est amplement étudiée, dans le bassin méditerranéen du nord-ouest, de fréquentes proliférations d'*Ostreopsis* sp., ont été signalées fin Juillet-début Août (Mangialajo et al. 2011; Meroni et al. 2018), par contre dans notre cas, le pic d'*Ostreopsis* sp., est enregistré en fin Août 2016 et en début Août pour l'année 2017 et l'analyse en composantes principales (ACP) explique la contribution positive de la température, de la salinité et des nutriments dans cette prolifération. Des études antérieures ont mis en évidence l'effet de la température élevée de l'eau de mer (>25 C°) sur la régulation des blooms d'*Ostreopsis* sp., dans les zones tempérées (Blanfuné et al. 2015; Accoroni et al. 2017,2020), elle est le principal moteur définissant la niche écologique de cette microalgue comme elle est responsable de la croissance des cellules

Chapitre VI. Premier signalement d'*Ostreopsis* spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre *Ostreopsis* dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

(Carnicer et al. 2015). Tandis que les toxicités cellulaires les plus élevées sont observées à basse température (20-22 °C) (Scalco et al. 2012; Accoroni et al. 2015b). D'autres études ont conclu que la température de l'eau de mer n'est pas impliquée dans les efflorescences d'*Ostreopsis* sp (Cohu et al. 2011; Carnicer et al. 2016; Abdennadher et al. 2017). Puisque la prolifération est associée à une température élevée, il est probable qu'elle soit associée à une salinité élevée en raison de l'évaporation, dans la présente étude une corrélation positive entre le pic et une salinité élevée (38.3 psu) est constatée en accord avec Carnicer et al. (2016) par ailleurs Abdennadher et al. (2017) ont montré que *O. cf. ovata* a une croissance optimale à une salinité comprise entre 35 et 45 psu, donc la salinité est secondaire à la température dans la régulation de la floraison des algues nuisibles (Tester et al. 2020).

Les sources d'azote (nitrate, nitrite et ammoniac) peuvent influencer l'abondance du phytoplancton (Iriarte et al. 2013), en été et en automne lorsque la masse d'eau est bien stratifiée, les concentrations de nutriments à la surface sont très faibles en Méditerranée (Pasqueron de Fommervault et al. 2015; Kessouri et al. 2017), ce qui explique les faibles concentrations de nutriments enregistrées dans les eaux d'apport. En pisciculture, le DIN est positivement associé aux *Ostreopsis* sp., à l'inverse, aucune corrélation n'est constatée avec le PO_4^{3-} , il est à noter que les valeurs des orthophosphates sont beaucoup plus élevées par rapport aux concentrations enregistrées dans les eaux côtières Algériennes $0.031 \pm 0.012 \mu\text{mol/L}$ (Boudjenah 2019), étant donné que les effluents de l'aquaculture sont riches en nutriments (Qiao et al. 2020) donc le débit de renouvellement de l'eau est le facteur déterminant de cette concentration en eau d'élevage (Muñiz et al. 2019).

Le phosphore inorganique est l'élément limite de la croissance du phytoplancton dans la zone de mariculture (Zhaohui et al. 2009), comme aucune relation n'est établie entre l'abondance des cellules et le phosphore, on supposait ainsi qu'*Ostreopsis* sp., utilise d'autres sources de phosphore donc sur la base des résultats actuels, *Ostreopsis* sp., semble avoir des adaptations qui lui permettent de se développer dans des environnements à teneur restreinte en phosphore où le phosphore organique est la principale source, ce qui est conforme à Ellwood et al. (2020), admettant donc que les aliments non consommés et les excréments de poisson sont la

Chapitre VI. Premier signalement d'*Ostreopsis* spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre *Ostreopsis* dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

source probable de phosphore organique dans les fermes piscicoles. Enfin ce dinoflagellé est capable de proliférer dans les eaux oligotrophes (mer Méditerranée), de ce fait, Vaillancourt et al. (2018) et Ben Gharbia et al. (2019) ont rapporté que les orthophosphates et l'azote inorganique dissous sont tous de faibles prédicteurs de proliférations de phytoplancton. Cependant, ils affectent de manière significative la réponse physiologique d'*Ostreopsis* sp. (Vidyarathna and Granéli 2013).

La DBO était négativement corrélée avec l'abondance d'*Ostreopsis* sp. Cette DBO représente la quantité d'oxygène consommée par les bactéries et autres microorganismes pendant qu'ils décomposent la matière organique en aérobie, ce qui signifie qu'il y a une compétition entre la prolifération des cellules et les autres microorganismes (communauté de microalgues, parasites...). En outre, dans les étangs de poissons, *Ostreopsis* sp. n'a pas été observé pendant toute la période de surveillance, peut-être en raison de la concurrence avec d'autres microorganismes occupant la même niche écologique, Pavaux (2019) a montré que *O. cf. ovata* inhibe la croissance des diatomées concurrentes, tandis que ce dernier en retour inhibe son efficacité photosynthétique et la croissance, ainsi que, la régulation des dinoflagellés par les parasites (Pereira et al. 2011 ; Zhou et al. 2020) pourrait être les facteurs biotiques régulant l'abondance d'*Ostreopsis* sp.

L'*Ostreopsis* est connu pour provoquer des maladies aéroportées et les teneurs en composés similaires à la palytoxine étaient plus élevées pendant les phases de croissance exponentielle et stationnaire (voir les références dans par exemple Zingone et al. 2020, Gémin et al. 2020), ce qui est lié à des troubles de la santé (symptômes respiratoires et irritation de la peau) (Vila et al. 2016). Il est nécessaire de signaler qu'aucun épisode de mort de poisson ou d'épidémie dans la ferme n'a été observé. Bien que la concentration de cellules d'*Ostreopsis* (6340 cellules L⁻¹) enregistrée dans la pisciculture ne dépasse pas le seuil d'alarme (30.000 cellules L⁻¹) (Funari et al. 2015 ; Vassalli et al. 2018), cette concentration est létale pour certains invertébrés (Pavaux et al. 2019). Néanmoins, les stratégies de surveillance des efflorescences d'*Ostreopsis* dans les eaux côtières affectent l'abondance des cellules, car la distribution des cellules pendant les efflorescences est très complexe et variable. (Jauzein et al. 2018). Enfin,

Chapitre VI. Premier signalement d'Ostreopsis spp. (Gonyaulacales, Dinophyceae) dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé : Le genre Ostreopsis dans le sud-ouest du bassin méditerranéen

pour la sécurité des consommateurs, il est recommandé qu'un adulte n'ingère pas plus de 30 $\mu\text{g PLTX kg}^{-1}$ dans la chair des coquillages (Pelin et al. 2018).

La prédiction de la prolifération d'algues nuisibles est un défi pour les décideurs et représente une valeur économique importante. C'est pourquoi nous avons recommandé l'installation d'un système de filtration efficace en amont et la transition vers des pratiques respectueuses de l'environnement (Lounas et al. 2020) afin de remédier aux effluents des piscicultures, l'application d'une thérapie d'arrêt de l'alimentation est également recommandée pour réduire la sensibilité des poissons exposés à des efflorescences algales nocives (Matsuyama and Oda 2020). Nous soutenons également les recherches sur les virus qui contrôlent la prolifération d'algues nuisibles dans les zones d'aquaculture (Nakayama et al. 2020). Au final, nos résultats suggèrent que les effluents de mariculture favorisent la prolifération d'*Ostreopsis* sp. et soulignent l'importance de surveiller la présence de ce dinoflagellé nocif.

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

Thalassas: An International Journal of Marine Sciences (2020) 36:447–456
<https://doi.org/10.1007/s41208-020-00206-y>

Towards Sustainable Mariculture: some Global Trends



Ryhane Lounas¹ • Hamza Kasmi² • Safia Chernai¹ • Nadia Amarni¹ • Louiza Ghebriout³ • Nabila Meslem-Haoui¹ • Boualem Hamdi^{1,3}

Received: 24 December 2019 / Revised: 22 March 2020 / Published online: 9 May 2020
© Springer Nature Switzerland AG 2020

1. Introduction

De nombreuses exploitations aquacoles rejettent leurs déchets dans les régions avoisinantes (Burns et al. 2014), donc prévoir l'impact de ces exploitations sur l'environnement exige la connaissance et la quantification des différentes sources de pollution (Read et Fernandes 2003 ; Bougherira et al. 2014 ; Tayeb et al. 2015) (consommation d'oxygène, excrétion, aliments non consommés...), tout en étant informé des variations en fonction des différentes conditions environnementales et des espèces élevées. L'avenir de la production aquatique est susceptible de se concentrer sur l'aquaculture marine, afin de fournir aux consommateurs un produit sûr et de haute qualité, les impacts de la mariculture à haute intensité sont un élément qui doit être pris en compte, ainsi dans la section suivante, certaines pratiques pour une mariculture durable seront examinées (présentées).

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

2. Matériels et méthodes

Une recherche approfondie et systématique de la littérature est effectuée en utilisant Google Scholar (<https://scholar-google-com.snd11.arn.dz/>) et Web of Science (<https://webofknowledge-com.snd11.arn.dz/>) et en exécutant des requêtes tels que « IMTA », « Marine or/and Aquaculture » and « offshore ». Les résultats ont été limités aux articles évalués par des pairs et publiés dans des revues internationales entre janvier 2005 et janvier 2020. Dans le présent examen, nous avons pris en considération les études menées tant sur le terrain qu'en laboratoire qui offrent des informations différentes et souvent complémentaires. Les études de terrain qui n'impliquent aucune manipulation intrusive sont généralement utiles pour recueillir des preuves corrélatives sur les effets de la mariculture sur l'environnement tandis que les études expérimentales menées dans des conditions contrôlées (sur le terrain ou en laboratoire) permettent, en manipulant le système, de contrôler d'autres sources possibles de variation, elles permettent donc d'évaluer directement les effets de la mariculture même si elles peuvent souffrir du biais introduit par les artefacts expérimentaux. Cette recherche documentaire a initialement produit 212 résultats, après rigoureuse vérification de la pertinence, 161 études ont finalement répondu aux critères de sélection.

3. Les probiotiques comme alternative à l'utilisation des antibiotiques

L'application des immunostimulants (probiotiques et prébiotiques) dans l'aquaculture semble prometteur (Muñoz-Atienza et al. 2014 ; Iwashita et al. 2015 ; Banerjee et Ray 2017). Les probiotiques sont considérés comme des micro-organismes viables, lorsqu'ils sont administrés en quantité appropriée, entraînant des avantages pour la santé de l'hôte (Rawling et al. 2009 ; Yi et al. 2019), les bactéries lactiques (LAB) sont largement utilisées pour la recherche en pisciculture (Françoise 2010 ; Hosseini et al. 2016 ; Mohammadian et al. 2019) et sont également connues pour être présentes dans les intestins des poissons (Balcázar et al. 2008 ; Nguyen et al. 2017), d'autre part les mécanismes d'action des probiotiques sont divers, ils agissent soit sur l'exclusion compétitive des bactéries pathogènes, la production de composés inhibiteurs (bactéricides), l'amélioration de la réponse immunitaire contre les microorganismes pathogènes en plus des effets antiviraux, ils améliorent même l'appétit et conduisent à une croissance accrue (Nayak 2010 ; Franke et al. 2013 ; Farias et al. 2016 ; Xia et al. 2018) donc

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

les résultats souhaités sont en fonction du dosage (souche seule ou mélangée) et de la durée de traitement (entre 15 jours et 8 mois) (Carnevali et al. 2017 ; Truong Thy et al. 2017), de même leur application est efficace pour dégrader les débris et maintenir la qualité de l'eau dans les systèmes RAS (Kumar et al. 2010 ; Dawood et Koshio 2016), au final l'utilisation de probiotiques est un outil de gestion important pour une mariculture durable notamment après l'appréhension de la compétition entre les souches bactériennes (Ibrahim 2015 ; Kuebutornye et al. 2019 ; Wang et al. 2019).

4. Aquaculture à système de recirculation (RAS)

La mariculture est entravée par la disponibilité limitée de sites appropriés et la capacité écologique réduite des sites existants (Henriques et al. 2017), ce qui a donné une impulsion au développement de l'aquaculture à recirculation "RAS", qui est basée sur le recyclage de l'eau (van Bussel et al. 2014). Ce mode d'élevage consomme 100 fois plus faible d'eau que dans les systèmes traditionnels à flux continu (Meinelt et al. 2010), le recyclage de l'eau pourrait atteindre ($< 0,1 \text{ m}^3 / \text{kg}$ de denrées alimentaires) (Yogev et Gross 2019), par conséquent la formulation d'une bonne alimentation est l'élément essentiel pour l'aquaculture à recirculation (Kumar et al. 2010). La dénitrification est un mécanisme important pour éliminer l'azote produit dans les systèmes d'aquaculture (Thoman et al. 2001), dans ce type de système les filtres biologiques assurent la dénitrification en utilisant des bactéries, *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* (Carballeira et al. 2012), ces systèmes permettent également de réduire les émissions de dioxyde de carbone (CO_2) associés à l'alimentation et au transport (Martins et al. 2010 ; Skov 2019) mais les systèmes sont complexes et nécessitent des investissements et des dépenses d'exploitation élevés (Stiller et al. 2013 ; Edwards 2015), notamment en matière de contrôle de la qualité de l'eau, ils sont équipés aussi de stérilisateur à l'ozone et à l'irradiation ultraviolette (Summerfelt et al. 2009 ; Schrader et al. 2010). L'élimination de l'ammoniac et des solides est le traitement primaire dans la boucle de recirculation, la dénitrification totale n'est pas recommandée dans les systèmes marins, car la présence des résidus de nitrite inhibe la réduction des sulfates et de carbone organique dissous (Zhu et al. 2015). Comme la plupart des RAS marins sont situés à proximité immédiate de la mer, le rejet de déchets dans la mer est encore la pratique la plus courante (Mota et al. 2014)

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

donc l'aquaculture à système de recirculation (RAS) offre donc la possibilité de produire à un haut rendement, de maintenir des conditions environnementales optimales, d'assurer la sécurité et le bien-être des animaux, tout en minimisant l'impact écologique (Ranjan et al. 2019), cependant l'intensification et le processus de renouvellement de l'eau affectent la viabilité économique de RAS (De Ionno et al. 2006 ; Boxman et al. 2018). Enfin, le développement de l'aquaculture intensive dans les systèmes de recirculation soulage de nombreux risques liés aux impacts de l'aquaculture sur environnement (Zhang et al. 2011; Dekamin et al. 2015).

5. Aquaculture multi-trophique intégrée

Les effets néfastes des activités aquacoles sur l'environnement et les questions de sécurité alimentaire (la tendance vers une alimentation saine et biologique) ainsi que la pression continue exercée sur l'aquaculture pour qu'elle devienne une activité plus écologique se sont combinés pour attirer les chercheurs et les scientifiques vers l'aquaculture biologique (Paul et Vogl 2013 ; Feucht et Zander 2015). La combinaison d'espèces nourries et extractives par imitation de la nature en intégrant des organismes de différents niveaux trophiques est la forme moderne de polyculture, appelée aquaculture multi-trophique intégrée (IMTA) (Lander et al. 2013 ; Largo et al. 2016 ; Montalto et al. 2017), où la matière organique est assimilée par les filtreurs et les crustacés tandis que la matière inorganique est extraite par les algues pour produire une masse d'algues (Wu et al. 2015 ; Alexander et al. 2016a, b ; La Macchia Pedra et al. 2017). Il est démontré que les systèmes intégrés réduisent l'eutrophisation (Ray et al. 2015) par l'assimilation des éléments dissous, sachant que 80% des pertes totales de nutriments de l'élevage de poissons sont disponibles pour les algues en tant que substances assimilables (Kibria et Haque 2018 ; Rosa et al. 2020). De même, des oligoéléments se sont accumulés dans les thalles des algues cultivées à proximité d'une pisciculture conformément aux normes de biodisponibilité (Ratcliff et al. 2016) et la biomasse algale produite est un aliment riche en protéines pour d'autres espèces ou pour la production de biocarburants et d'engrais (Wuang et al. 2016 ; Czyrnek-Delêtre et al. 2017 ; Adeniyi et al. 2018), elle se caractérise aussi par la production de polysaccharides de haute valeur (Azevedo et al. 2015). Alors que les particules organiques libérées peuvent être consommées par d'autres espèces

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

genre les filtreurs (Handå et al. 2012a), les moules cultivées en aquaculture et les moules conventionnelles cultivées à ces sites de l'IMTA ne présentent pas de différence perceptible, cependant, le rendement en chair des moules IMTA est plus élevé (Handå et al. 2012b). Les algues et les bivalves fournissent alors des services de biorestauration, donc le système intégré transforme les "déchets" en une ressource précieuse (Hussenot et Richard 2009).

5.1. Avantages et inconvénients de l'intégration Aquaculture

L'aquaculture intégrée présente des avantages à la fois économiques et environnementaux (Burns et al. 2014 ; Ferreira et al. 2014), elle augmente l'acceptabilité sociale des systèmes de pisciculture (Nobre et al. 2010 ; Alexander et al. 2016a, b ; Biswas et al. 2020) et attribue aux producteurs le label vert (Troell et al. 2009 ; van Osch et al. 2017), comme elle augmente aussi la viabilité et la rentabilité à long terme par unité de culture et non par espèce contrairement à la monoculture (Xie et al. 2013 ; Gambelli et al. 2019), la transition vers l'aquaculture multi-trophique fait augmenter les gains économiques globaux jusqu'à 80 % (Edwards 2015 ; Ankamah-Yeboah et al. 2016), par ailleurs quelques pays exigent la relocalisation des sites aquacoles tous les deux ou trois ans pour réduire les impacts benthiques (Kletou et al. 2018), cependant l'aquaculture multi-trophique intégrée offre l'avantage de réduire l'enrichissement des sédiments (Ying et al. 2018), en outre, selon le contexte de l'approche écosystémique, elle est considérée comme une stratégie d'adaptation aux changements climatiques basée sur (Ahmed et Glaser 2016), ainsi une mariculture durable pourrait être développée par l'intermédiaire de l'aquaculture multi-trophique intégrée (Di Marco et al. 2017 ; Biermann et Geist 2019), et la mise en application de cette approche dans la baie de Sanggou en Chine confirme cette hypothèse, L'IMTA dans cette région est considérée comme le cas le plus important et le plus réussi dans le monde, la mise en œuvre de cette pratique a fait augmenter les bénéfices économiques, elle a maintenu la qualité de l'environnement, tout en créant de nouveaux emplois et en conduisant à des innovations dans les techniques maricoles (Fang et al. 2016). En opposée l'utilisation de fortes densités d'algues sur une grande surface peut également modifier les courants locaux actuels et la nuit diminue les concentrations d'oxygène autour des cages, mettant ainsi les poissons dans une situation stressante (Engström-Öst et Isaksson 2006 ; Milhazes-Cunha et Otero 2017 ; Rodríguez-

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

Martínez et al. 2019), Il est aussi difficile d'analyser les processus interactifs complexes liant la biomasse à l'absorption des nutriments, Handå et al. (2012b) et Irisarri et al. (2015) ont montré que les moules proches des élevages de saumon utilisent les particules d'aliments plus efficacement que les matières fécales, alors que les déchets alimentaires représentent moins de 5 % et qu'elles préfèrent de se nourrir de seston autour des cages (surtout des diatomées) qui ont été induites par la forte teneur en nutriments de plus, cette approche engendre une augmentation de la demande cumulée d'énergie, donc contribue au changement climatique (Chary et al. 2020), aussi, la limitation des progrès de l'ingénierie (Alexander et al. 2016a, b ; Kleitou et al. 2019), l'absence d'une norme internationalement reconnue (Yu et al. 2017), et l'absence de stratégies de marketing appropriées (Sicuro 2019), tels sont les obstacles qui ralentissent le développement de l'IMTA.

6. Mariculture offshore

En réponse à la demande croissante de produits de la mer et aux préoccupations de sécurité alimentaire mondiale, tout en soulageant la pression sur les écosystèmes côtiers et la pêche sauvage, la mariculture en mer ouverte « offshore » offre une alternative prometteuse pour minimiser les impacts environnementaux et socio-économiques potentiellement défavorables de l'aquaculture (Thomas et al. 2019). La mariculture offshore se pratique à plus de 2 km de la côte à des profondeurs d'eau supérieures à 50 m et sous l'influence d'une puissante énergie hydrodynamique (vagues, houle, courants marins et vents forts) (Lovatelli et al. 2013), mais sur la base de la pratique réelle et la méthode praticable d'amarrage et les coûts, les seuils de profondeur pour les cages de mer conventionnelles sont d'environ 25 à 100 m (Chu et al. 2020), toutes les espèces d'élevage sont admises à la mariculture offshore à l'exception des crustacés qui sont élevés dans les étangs côtiers (Lovatelli et al. 2013). Les sites offshore offrent une plus grande surface de mer et une meilleure qualité de l'eau qui sont nécessaires pour stimuler la production d'organismes sains, Muñiz et al. (2019) et Barillé et al. (2020) ont constaté que les sites offshore avaient une meilleure croissance potentiel pour les huîtres et les moules, ainsi qu'une meilleure composition biochimique, que les sites intertidaux, de plus les résultats de Di Trapani et al. (2014) ont montré une meilleure rentabilité économique des fermes offshore par rapport aux fermes côtières, principalement due à un meilleur taux de

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

conversion alimentaire et à une densité de poissons plus élevée, ainsi qu'à un bon prix de marché (Kimet al. 2012 ; Thomas et al. 2019). D'après Lester et al. (2018), l'exploitation d'une très petite surface totale en pleine mer (50 km²), pourrait produire une quantité totale de produits aquatiques dépassant toute la production maricole américaine combinée et les débarquements de la pêche sauvage. Van den Burg et al (2017) ont identifié un total de 105 risques pour les exploitations offshore, classés en six catégories : (a) opérationnel, (b) économique et politique, (c) financier, d) environnementaux, e) socio-économiques et f) santé et sécurité, dont les conditions réglementaires et financières sont perçues comme la barrière la plus forte face à l'expansion de la mariculture offshore, alors que les conditions techniques, environnementales et les conditions du marché sont généralement jugées favorables ou gérables par les aquaculteurs (Fairbanks 2016), cependant les impacts écologiques négatifs de l'exploitation maricole en offshore sont faibles grâce à l'hydrodynamisme (Froehlich et al. 2017 ; Lacson et al. 2019). Le meilleur moyen de rentabiliser les fermes offshore ou de réduire les coûts d'exploitation est la combinaison de la mariculture avec la production d'énergie renouvelable en offshore (énergie éolienne ou énergie des vagues) puisque les deux secteurs sont confrontés aux mêmes contraintes (Wever et al. 2015 ; Röckmann et al. 2017). Il est désormais clair que la prospection de sites d'élevage en offshore est devenue un choix incontournable pour maintenir une production en produits aquatiques durable et de haute qualité bien qu'elle entre en concurrence et en conflit avec d'autres utilisations de l'océan mais elle sera complémentaire avec d'autres (Ramos et al. 2017 ; Weiss et al. 2018a, b ; Chu et al. 2020).

La mariculture offshore peut être considérée comme un jalon pour le développement durable des économies marines (Weiss et al. 2018a, b), les concepts d'IMTA-offshore sont un projet prometteur pour répondre à la future demande croissante en produits de la mer et optimiser l'utilisation de l'espace marin, mais il est constamment à l'échelle d'un projet dans le monde entier (Europe, États-Unis et Corée du Sud) (Buck et al. 2017).

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

7. Biorestauration des déchets de la mariculture

L'ajout de calcium et de magnésium améliore la sédimentation des déchets solides de mariculture et permet à la conversion de 67 % de l'azote par des bactéries hétérotrophes en en biomasse bactérienne qui sera ensuite utilisée dans l'alimentation des poissons, ce procédé est appelé technologie des bio-flocs (BFT) (Luo et al. 2013 ; Abu Bakar et al. 2015). Oladoja et al. (2015) suggèrent que l'ajout de la coquille du gastéropode *Achatina achatina* comme source de calcium sous des conditions thermiques bien documentés permet la précipitation des orthophosphates contenues dans les eaux usées de l'aquaculture.

Les plantes aquatiques pourraient être utilisés dans les programmes de phytoremédiation (Kherbani et al. 2015) pour la dépollution de l'eau et de sédiments des métaux et pour l'élimination des contaminants organiques, inorganiques et pharmaceutiques des eaux de rejet (Xiong et al. 2018), en général, ils sont des méthodes durables sur le plan environnemental et ne sont pas coûteuses (Castine et al. 2013; Quintã et al. 2015). Les halophytes montrent un grand potentiel en tant que biofiltres pour les effluents de la mariculture, en réduisant le phosphore total et en augmentant la concentration de l'oxygène dissous par la baie de la photosynthèse (Flora et Kröger 2014a, b), et en maintenant l'ammoniac et le nitrate à de faibles niveaux de réception dans les régions tempérées et tropicales (Buhmann et Papenbrock 2013). *Ulva* sp a le potentiel pour devenir une pièce majeure de la mariculture mondiale (Bolton et al. 2016), elle est le meilleur matériel pour la biorestauration des eaux usées de l'aquaculture, en raison de sa croissance rapide, combinée à une forte capacité de séquestration de nutriments font que *Ulva* sp puisse bénéficier du futur réchauffement de l'océan global (Gao et al. 2018a). La biomasse des algues marines est caractérisée par une haute teneur en protéines et un rapport élevé d'acides lipidiques insaturés (Li et al. 2018), par conséquent, elle est prometteuse pour servir de source de coproduits de haute valeur marchande tels que l'alimentation humaine (Gao et al. 2017), aliments pour animaux (Maia et al. 2019) et de biocarburant (Gao et al. 2018b). *Juncus roemerianus* est une espèce appropriée aussi, qui pourrait remédier aux déchets issus de la mariculture, en raison de son potentiel de séquestration des nutriments (Joesting et al. 2016), de plus *Lemna gibba* est une espèce potentielle pour la phytoremédiation, elle est capable d'accumuler les métaux dissous dans l'eau dans ses tissus (Megateli et al. 2009 ; Demim et al. 2013 ; Mânzatu et al. 2015), tandis

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

que *Salicornia europaea* est une espèce comestible et prometteuse en tant que biofiltre pour les eaux issues de la mariculture intensive, avec un taux d'élimination de 98% pour l'azote inorganique total et de 89% pour le phosphore dissous, ces rhizomes sont aussi un support pour les bactéries dénitrifiantes (Webb et al. 2013) et pour les bactéries impliquées dans la minéralisation de la matière organique et la libération des nutriments qui seront assimilés d'avantage par les algues, ce qui améliorera encore la qualité et le rendement de la biomasse algale (Halfhide et al. 2014), donc les effluents de la mariculture peuvent être une source de nutriments pour la production végétale (Milhazes-Cunha et Otero 2017), la masse d'algues produite pourrait être utilisée pour la nutrition humaine et animale ou dans les industries alimentaire, cosmétique, bioénergétique et pharmaceutique (Mišurcová et al. 2012 ; Ariede et al. 2017 ; Fu et al. 2017 ; Sudhakar et al. 2019), en outre Davidson et al. (2008) suggèrent l'application des biofiltres à sable (FSB) dans les installations de mariculture pour réduire l'azote ammoniacal total, les coliformes totaux et autres déchets provenant des effluents aquacoles d'un volume élevé et dilué, à des taux atteignant 86-88% mais ils ne sont pas efficaces pour les solides en suspension, il est possible également d'utiliser la technique d'irradiation par faisceau d'électrons pour la désinfection de la résistance aux antibiotiques (Lim et al. 2013). Fernandes et al. (2010) concluent que l'aération avec la technologie HOBAS (aérateur qui stimule la croissance et l'activité) à haute densité empêche efficacement l'accumulation d'ions tels que l'ammonium, les nitrites et le sulfure à des niveaux de toxicité par rapport aux systèmes non aérés, de plus Boopathy et al. (2015) ont réussi à éliminer le carbone et l'azote dissous des effluents aquacoles à un rythme rapide en utilisant la technologie SBR avec l'ajout de *Bacillus* qui possède également des propriétés probiotiques afin de prévenir la prolifération des agents pathogènes, de même Zhu et al. (2015) ont prouvé que l'ajout de PBS (polysuccinate de butylène) comme source de carbone et support de biofilm dans les systèmes à recirculation a maintenu le nitrite à un niveau inférieur à 1 mg /L. Afin d'éviter la supplémentation par une source de carbone (CO₂) ou d'oxygène (O₂) pour stimuler la croissance et les performances des systèmes de traitement, Lananan et al. (2014) ont démontré que la symbiose entre les microorganismes naturels et les microalgues ont effectivement amélioré l'oxygénation des eaux et l'élimination de phosphore à des taux de 99%, Singh et al. (2019) ont indiqué que les cyanobactéries sont de bons purificateurs pour

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

contrôler l'eutrophisation, avec des rendements de purification de 79 % pour le nitrate et de 77 % pour phosphate. Pour la dégradation des polluants émergents, notamment les stéroïdes et les résidus de médicaments, le charbon actif, l'ozonation ainsi que des stations utilisant la microfiltration et l'osmose inverse semble prometteur (Wang 2017 ; Bendjama et al. 2018 ; Delgado et al. 2019).

8. Les effets de l'aquaculture en comparaison à d'autres industries

Les effets des nutriments dissous provenant des déchets de l'aquaculture sont considérés comme négligeables par rapport à d'autres intrants, tels que l'industrie ou l'agriculture (Carroll et al. 2003). En dépit de la dégradation importante sous les cages à poissons, les influences sur l'environnement disparaissent en grande partie à une distance de 50 à 100 m (Gondwe et al. 2012 ; Farmaki et al. 2014) et après une courte période (4 mois) sans poisson, du coup la qualité des sédiments s'améliore (Varol 2019), en opposée la toxicité des sédiments porcins est très élevée par rapport à la pisciculture (Arias-Andrés et al. 2014). La modélisation des bassins versants au Portugal indique que 55 % de l'azote et 70% des charges en phosphore proviennent de sources diffuses (Ferreira et al. 2014). La majorité de la production aquacole est plus efficaces que la pêche (secteur de la pêche) en termes de consommation d'énergie et d'émissions de dioxyde de carbone (Natale et al. 2013), sachant que les prises marines sont responsables pour environ 1,2 % de la consommation mondiale de pétrole et de l'émission de plus de 130 millions de tonnes de CO₂ dans l'atmosphère (Farmery et al. 2014), Nijdam et al. (2012) ont constaté que les impacts les plus importants par kilogramme de produit ont été trouvés pour la viande de ruminants, tant en termes d'émissions de gaz à effet de serre que d'utilisation des sols, de plus les déchets de l'aquaculture sont minéralisables dont la plupart peut être utilisé par la macrofaune, contrairement aux effluents d'eaux usées et d'autres industries (Bayle-sempere et al. 2013 ; Greggio et al. 2018).

Chapitre VII. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

9. Conclusion

Au niveau mondial, l'aquaculture contribue de plus en plus à la sécurité alimentaire, de ce fait cette étude examine certaines tendances mondiales en matière de technologie et quelques techniques de mariculture afin de remédier à ses déchets. L'impact environnemental est en fonction de la technologie utilisée pour la production ainsi que la charge tolérable du milieu récepteur, d'où les tendances actuelles de la recherche en aquaculture vont donc dans le sens d'une mariculture plus durable mettant en œuvre des modèles plus respectueux de l'environnement.

À l'utilisation généralisée des antibiotiques et des produits chimiques, les probiotiques et la prophylaxie restent les principales alternatives pour une mariculture durable. Par ailleurs l'aquaculture côtière et marine pourrait augmenter la production en produits aquatiques pour répondre à la demande alimentaire mondiale, tout en réduisant considérablement leur impact sur l'environnement, de sorte l'évaluation du statut des déchets de l'aquaculture est essentielle pour la viabilité de ce secteur où des actions spécifiques sont nécessaires dans le but d'assurer une intégration environnementale complète, à titre d'exemple la phytobioremédiation ou l'adoption de nouveaux modèles de production comme l'aquaculture à système de recirculation (RAS), l'aquaculture multi-trophique intégrée (IMTA), ou bien la mariculture offshore. L'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement dépend du contexte local et de la demande du marché, mais il semblerait que l'aquaculture multi-trophique intégrée soit l'avenir de la mariculture durable. Enfin, les pays côtiers devraient être prêts à s'engager activement dans le développement des cadres technologiques, juridiques et financiers nécessaires à une croissance réaliste des fermes d'aquaculture multi-trophique intégrée offshore.

Cette thèse se présente sous la forme d'une succession de travaux d'analyse.

I. Évaluation de la contamination et le risque écologique des sédiments autour de la zone maricole dans le nord de l'Algérie par une approche multivariée

Résultats

- La concentration des cinq métaux lourds dans les sédiments de surface de la pisciculture d'Azeffoun décroît dans l'ordre suivant : Zn > Fe > Cu > Pb > Cd.
- Les concentrations les plus élevées de métaux traces Cd, Cu, Fe, Pb, Zn et de matière organique ont été mesurées sous la cage du poisson par rapport aux concentrations dans la zone de référence.
- Les sédiments de la pisciculture présentent une faible concentration de Zn, Cu, Pb et Cd par rapport aux autres piscicultures du monde.
- Les valeurs d'Igeo et d'EF indiquent un enrichissement de degré minimal-moderé.
- Les métaux lourds présents dans les sédiments de surface de la pisciculture d'Azeffoun présentent un faible risque écologique avec une probabilité de 9 à 21 % de provoquer des effets toxiques pour le biote marin.
- Cu, Zn, Cd, Pb provenaient principalement de l'alimentation des poissons et des opérations d'aquaculture.
- Selon l'analyse de la HCA, on pourrait en déduire que l'impact de la mariculture est très localisé dans un rayon d'environ 400 m de la cage. A l'extérieur de la pisciculture, l'écosystème marin retrouve ainsi son équilibre écologique.

II. Contamination par des oligo-éléments de la partie comestible de la dorade royale (*Sparus aurata*) provenant de différents habitats. Évaluation des risques pour la santé humaine

Résultats

- Les éléments les plus abondants étaient le zinc et l'arsenic, alors que les concentrations les plus faibles étaient celles du plomb et du cadmium.
- Les concentrations les plus élevées de Cd, Cu et Zn ont été enregistrées chez la daurade d'élevage, tandis que les concentrations les plus élevées d'As et de Pb ont été enregistrées chez la daurade sauvage.
- La répartition des éléments traces dépend de l'origine du poisson.

Synthèse des résultats et conclusion générale

- Des distinctions ont été détectées entre les différents systèmes d'élevage (fermes).
- De nombreuses corrélations positives inter éléments traces ont été trouvées chez les poissons ce qui indique que ces métaux sont associés entre eux et que leur comportement d'accumulation dans les muscles est identique.
- L'apport hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI) est significativement indépendant de l'origine du poisson.
- La dose hebdomadaire estimée d'arsenic inorganique, cadmium et plomb pour une personne de 72,5 kg consommant du *Sparus aurata* provenant des côtes Algériennes, ne dépasse pas en effet 1 % du taux recommandé par l'OMS/JECFA, certainement en raison de la consommation réduite de produits de la mer par la population locale.
- La valeur THQ de chaque métal et la valeur TTHQ étaient bien inférieures à la limite conventionnelle de 01, ce qui indique que l'absorption d'un seul métal ou de tous les métaux via la consommation de daurades royales sauvages et d'élevage ne présente pas d'effets dangereux sur la santé des consommateurs.
- Par contre, les résultats de cette recherche montrent que l'arsenic présente un risque de cancer pour les consommateurs des daurades d'élevage en cage.

III. Premier signalement du genre *Ostreopsis* dans une pisciculture méditerranéenne lié à des troubles de santé

Résultats

- Tous les paramètres mesurés ont montré une variation saisonnière.
- Le niveau le plus élevé pour toutes les variables environnementales à l'exception de la DBO a été enregistré dans l'eau de sortie de la pisciculture par rapport à l'eau d'entrée.
- L'abondance des cellules d'*Ostreopsis* a montré une variation mensuelle en eau d'entrée et de sortie de la ferme d'élevage des daurades en raceway.
- Le pic d'*Ostreopsis spp* est enregistré en été 2016, il est estimé à 6340 cell.L⁻¹. Il ne dépassait pas le seuil d'alarme (10,000 cell/L)
- Paramètres environnementaux contribuant au pic de 2016 sont comme suit : température de 28,4 C°, salinité de 38,3psu, DIN et PO4 = 0,60 et 0,08 µmol L⁻¹ respectivement, DBO = 35 et Chlorophylle a = 2,99 µg L⁻¹

Synthèse des résultats et conclusion générale

- Une corrélation positive et significative ($R^2 = 0,91$, $p < 0,001$) a été établie entre l'abondance des cellules dans l'eau d'entrée et le taux de cellules d'*Ostreopsis* dans les eaux de sortie de la pisciculture.
- Les résultats de l'analyse en composante principale ont mis en évidence une relation positive entre l'abondance des cellules, la température, la salinité et l'azote inorganique dissous.
- Les résultats de l'ACP révèlent une concurrence entre la prolifération des cellules d'*Ostreopsis* et d'autres microorganismes.

IV. Vers une mariculture durable : quelques tendances mondiales

Résultats

- Il est susceptible que désormais, la disponibilité des produits aquatiques va se concentrer sur l'aquaculture marine.
- L'évaluation du statut des déchets aquacoles est essentielle pour la viabilité de ce secteur.
- Cette étude examine certaines tendances mondiales en matière de technologie et de certaines techniques de biorestauration des déchets maricoles pour une mariculture durable.
- L'impact environnemental est en fonction de la technologie utilisée pour la production ainsi que la charge tolérable du milieu récepteur.
- A l'utilisation massive d'antibiotiques et des produits chimiques, les probiotiques et la prophylaxie restent les principales alternatives pour une mariculture durable
- L'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement dépend du contexte local et de la demande du marché.
- il semble que l'IMTA en offshore sera l'avenir de la mariculture durable.

Synthèse des résultats et conclusion générale

L'aquaculture au monde et en Algérie est en plein essor, elle contribue significativement à la sécurité alimentaire. En général, l'aquaculture intensive sous tous ses aspects affecte son environnement, afin de pouvoir fournir aux consommateurs un produit sain et de qualité, l'évaluation du devenir des déchets de l'aquaculture est essentielle pour la viabilité de cette industrie, sachant que le développement des activités aquacoles est tributaire d'un environnement de bonne qualité.

Les sédiments agissent comme un réservoir et fournissent l'historique de la pollution, de ce fait une étude est menée dans ce sens. En effet, la contamination par les éléments trace (Cu, Zn, Cd, Pb and Fe) des sédiments superficiels de la ferme aquacole d'Azeffoun au nord centre de pays a été évaluée en utilisant une approche multivariée. En conséquence, il s'est révélé que l'aliment non consommé et les fèces de poisson sont la principale source de la pollution des sédiments par les éléments traces et que la pollution est localisée dans un rayon ne dépassant pas les 400 m.

L'assurance de la qualité des produits de la mer est primordiale pour la sécurité des consommateurs. A cet égard, une étude est menée sur l'évaluation de la contamination par les éléments traces de la partie comestible des daurades sauvage et d'élevage ainsi que les risques de la santé publique suite à la consommation de cette espèce. La consommation de *S.aurata* peut être considérée sans danger pour la santé publique sauf que le risque de cancer pour l'arsenic via la daurade d'élevage en cage doit être pris en considération.

Un premier signalement de la prolifération d'un toxique dinoflagellé, *Ostreopsis* spp., au sein d'une ferme aquacole au nord-ouest de pays. Les paramètres environnementaux responsables de cette prolifération ont été mesurés. Cette prolifération a été à l'origine des problèmes de santé des employés et des visiteurs de la ferme d'élevage des daurades.

Enfin, l'impact sur l'environnement est en fonction du management de la ferme et la technologie utilisée pour la production ainsi la charge tolérable pour les eaux réceptrices. La recherche de solutions techniques pour réduire l'impact des piscicultures, s'avère essentiel pour que les particularités du secteur aquacole soient mieux prises en compte. Une gestion appropriée des interactions entre l'aquaculture et l'environnement pendant la planification et l'exécution des activités est essentiel pour assurer la durabilité du secteur. Il est inévitable que la mariculture s'oriente vers des pratiques plus respectueuses de l'environnement, en fonction du contexte local et de la demande du marché. Il est donc suggéré qu'une surveillance

Synthèse des résultats et conclusion générale

continue des polluants émergents toxiques dans tous les compartiments environnementaux (eau, sédiment, biote) est nécessaire afin de déterminer l'existence des risques potentiels pour la santé humaine et d'évaluer la contamination des écosystèmes, ainsi qu'il est absolument recommandé que le réseau de la surveillance de la prolifération des algues nuisibles soit plus efficace.

Pour déterminer le niveau minimum de production d'une ferme aquacole et ses rendements, et afin d'assurer la viabilité économique de l'industrie maricole en Algérie, une étude économique plus poussée serait intéressante.

L'aquaculture en tant que production dépendante de l'Environnement peut être un lien privilégié pour des études sur le coût de l'Environnement, donc il faut plus de recherche pour l'implémentation de l'aquaculture intégrée sur de plus grandes échelles de production suivies de la formation des aquaculteurs de sorte que ces derniers puissent mettre efficacement, en application ces approches. En outre une communication plus efficace est nécessaire à tous les niveaux afin de partager les expériences d'une meilleure gestion du secteur entre toutes les parties prenantes et pour créer un dialogue et des associations en vue de renforcer les accords et trouver des solutions aux pressantes questions liées à l'environnement affectant le développement de cet important secteur de production alimentaire.

Références bibliographiques

- Abdennadher M, Zouari AB, Sahnoun WF, et al (2017). *Ostreopsis cf. ovata* in the Gulf of Gabès (south-eastern Mediterranean Sea): morphological, molecular and ecological characterization. *Harmful Algae* 63:56–67. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.01.009>
- Accoroni S, Glibert PM, Pichierri S, et al (2015a). A conceptual model of annual *Ostreopsis cf. ovata* blooms in the northern Adriatic Sea based on the synergic effects of hydrodynamics, temperature, and the N:P ratio of water column nutrients. *Harmful Algae* 45:14–25. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.04.002>
- Accoroni S, Percopo I, Cerino F, et al (2015b). Allelopathic interactions between the HAB dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* and macroalgae. *Harmful Algae* 49:147–155. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.08.007>
- Accoroni S, Romagnoli T, Pichierri S, Totti C (2014) New insights on the life cycle stages of the toxic benthic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata*. *Harmful Algae* 34:7–16. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.02.003>
- Accoroni S, Tartaglione L, Dello Iacovo E, et al (2017). Influence of environmental factors on the toxin production of *Ostreopsis cf. ovata* during bloom events. *Mar Pollut Bull* 123:261–268. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.049>
- Accoroni S, Totti C, Romagnoli T, et al (2020). Distribution and potential toxicity of benthic harmful dinoflagellates in waters of Florida Bay and the Florida Keys. *Mar Environ Res* 155:104891. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104891>
- Adhikari S, Ghosh L, Rai SP, Ayyappan S (2009). Metal concentrations in water, sediment, and fish from sewage-fed aquaculture ponds of Kolkata, India. *Environ Monit Assess* 159:217–230. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0624-8>
- Aguirre-Velarde A, Jean F, Thouzeau G, Flye-Sainte-Marie J (2016). Effects of progressive hypoxia on oxygen uptake in juveniles of the *Peruvian scallop*, *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819). *Aquaculture* 451:385–389. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.07.030>
- Ahmed I, Mostefa B, Bernard A, Olivier R (2018). Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Mar Pollut Bull* 136:322–333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.029>
- Alexander KA, Potts TP, Freeman S, et al (2015). The implications of aquaculture policy and regulation for the development of integrated multi-trophic aquaculture in Europe. *Aquaculture* 443:16–23. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.03.005>
- Álvarez-muñoz D, Rodríguez-mozaz S, Maulvault AL, Tediosi A (2015). Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in macroalgae, bivalves, and fish from coastal areas in Europe. *143:56–64*. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.09.018>
- Alves RN, Maulvault AL, Barbosa VL, et al (2018). Oral bioaccessibility of toxic and essential elements in raw and cooked commercial seafood species available in European markets. *Food Chem* 267:15–27. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2017.11.045>

- ANDI (2015). Agence Nationale de Développement de l'Investissement.
<http://www.andi.dz/index.php/fr/>
- Amlund H, Berntssen MHG, Lunestad BT, Lundebye A-K (2012). Aquaculture feed contamination by persistent organic pollutants, heavy metals, additives and drug residues. *Anim Feed Contam* 205–229.
<https://doi.org/10.1533/9780857093615.2.205>
- Amouroux I, Claisse D (2016). AQUAREF - Opérations d'échantillonnage en milieu marin dans le cadre des programmes de surveillance DCE (matrices : eau, sédiment et biote) - Recommandations techniques – Edition 2015.
- Andrási N, Molnár B, Dobos B, et al (2013). Determination of steroids in the dissolved and in the suspended phases of wastewater and Danube River samples by gas chromatography, tandem mass spectrometry. *Talanta* 115:367–373. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2013.05.029>
- Apostolaki ET, Holmer M, Marbà N, Karakassis I (2010). Degrading seagrass (*Posidonia oceanica*) ecosystems: A source of dissolved matter in the Mediterranean. *Hydrobiologia* 649:13–23.
<https://doi.org/10.1007/s10750-010-0255-2>
- Apostolaki ET, Marbà N, Holmer M, Karakassis I (2009). Ecology Fish farming impact on decomposition of *Posidonia oceanica* litter. *J Exp Mar Bio Ecol* 369:58–64.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.10.022>
- Apostolaki ET, Tsagaraki T, Tsapakis M, Karakassis I (2007). Fish farming impact on sediments and macrofauna associated with seagrass meadows in the Mediterranean. 75:408–416.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.024>
- AQUAREF (2015). Plan stratégique 2015-2018 pour faire évoluer la surveillance.
https://www.aquaref.fr/system/files/AQUAREF_Plan_strategique_2015-2018_signe_19juin2015_1.pdf
- Arfuso F, Guerrero MC, Fortino G, et al (2017). Water temperature influences growth and gonad differentiation in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*, L. 1758). *Theriogenology* 88:145–151.
<https://doi.org/10.1016/J.THERIOGENOLOGY.2016.09.028>
- Arias-Andrés M, Mena F (2014). Ecotoxicological evaluation of aquaculture and agriculture sediments with biochemical biomarkers and bioassays: antimicrobial potential exposure. *Journal of Environmental Biology*, Vol 35. Special issue, 107- 117.
- Artigas ML, Llebot C, Ross ON, et al (2014). Understanding the spatio-temporal variability of phytoplankton biomass distribution in a microtidal Mediterranean estuary. *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr* 101:180–192. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.01.006>
- Ashfaq M, Verma N, Khan S (2016). Copper/zinc bimetal nanoparticles-dispersed carbon nanofibers: A novel potential antibiotic material. *Mater Sci Eng C* 59:938–947.
<https://doi.org/10.1016/J.MSEC.2015.10.079>
- Aslam SN, Navada S, Bye GR, et al (2019). Effect of CO2 on elemental concentrations in recirculating aquaculture system tanks. *Aquaculture* 511:734254.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734254>

- Atalah J, Sanchez-Jerez P (2020). Global assessment of ecological risks associated with farmed fish escapes. *Glob Ecol Conserv* 21:e00842. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00842>
- Avignon S (2017). Impact de l'évolution spatio-temporelle de la limite septentrionale de répartition sur des traits de vie chez la daurade royale *Sparus aurata*. Thèse de doctorat. Paris, Muséum national d'histoire naturelle.
- Bachir Bouiadjra B (2012). L'étude de la flore algale benthique et les impacts de ses espèces invasives devant la côte Mostaganemoise. PhD thesis. University of Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem. 182 pp.
- Bachouche S, Houma F, Gomiero A, Rabah B (2017). Distribution and Environmental Risk Assessment of Heavy Metal in Surface Sediments and Red Mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and BouIsmaïl Bay (Algeria). *Environ Model Assess* 22:473–490. <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9550-x>
- Balazadeh K, Litvak MK (2018). Using geometric morphometrics for sex determination on adult shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*). *Aquaculture* 487:89–96. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2017.12.047>
- Barbarossa A, Gazzotti T, Farabegoli F, et al (2016). Comparison of perfluoroalkyl substances contamination in farmed and wild-caught European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Food Control* 63:224–229. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2015.12.011>
- Bauer W, Prentice-Hernandez C, Tesser MB, et al (2012). Substitution of fishmeal with microbial floc meal and soy protein concentrate in diets for the Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture* 342–343:112–116. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.02.023>
- Bayle-sempere JT, Arreguín-sánchez F, Sanchez-jerez P, et al (2013). Trophic structure and energy fluxes around a Mediterranean fish farm. *Ecol Modell* 248:135–147. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.08.028>
- Belabed B, Laffray X, Dhib A, et al (2013). Factors contributing to heavy metal accumulation in sediments and in the intertidal mussel *Perna perna* in the Gulf of Annaba (Algeria). *Mar Pollut Bull*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.004>
- Ben Gharbia H, Laabir M, Ben Mhamed A, et al (2019). Occurrence of epibenthic dinoflagellates in relation to biotic substrates and to environmental factors in Southern Mediterranean (Bizerte Bay and Lagoon, Tunisia): An emphasis on the harmful *Ostreopsis* spp., *Prorocentrum lima* and *Coolia monotis*. *Harmful Algae* 90. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101704>
- Béné C, Arthur R, Norbury H, et al (2016). Contribution of Fisheries and Aquaculture to Food Security and Poverty Reduction: Assessing the Current Evidence. *World Dev* 79:177–196. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.11.007>
- Benítez-Dorta V, Caballero MJ, Izquierdo M, et al (2013). Total substitution of fish oil by vegetable oils in Senegalese sole (*Solea senegalensis*) diets: Effects on fish performance, biochemical composition, and expression of some glucocorticoid receptor-related genes. *Fish Physiol Biochem* 39:335–349. <https://doi.org/10.1007/s10695-012-9703-4>

- Benson NU, Anake WU, Essien JP, et al (2017). Distribution and risk assessment of trace metals in *Leptodius exarata*, surface water and sediments from Douglas Creek in the Qua Iboe Estuary. *J Taibah Univ Sci* 11:434–449. <https://doi.org/10.1016/J.JTUSCI.2016.08.004>
- Bentsen HB, Thodesen J (2005). Genetic interactions between farmed and wild fish, with examples from the atlantic salmon case in Norway. In: *Selection and Breeding Programs in Aquaculture*. Springer Netherlands, pp 319–334
- Berdalet E, Tester PA (2018). Key Questions and Recent Research Advances on Harmful Algal Blooms in Benthic Systems. Springer, Cham, pp 261–286
- Bhattacharyya P, Sinhababu DP, Roy KS, et al (2013). Effect of fish species on methane and nitrous oxide emission in relation to soil C, N pools and enzymatic activities in rainfed shallow lowland rice-fish farming system. *Agric Ecosyst Environ* 176:53–62. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.015>
- Bielmyer-Fraser GK, Harper B, Picariello C, Albritton-Ford A (2018). The influence of salinity and water chemistry on acute toxicity of cadmium to two euryhaline fish species. *Comp Biochem Physiol Part - C Toxicol Pharmacol* 214:23–27. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2018.08.005>
- Blanfuné A, Boudouresque CF, Grosseil H, Thibaut T (2015). Distribution and abundance of *Ostreopsis* spp. and associated species (Dinophyceae) in the northwestern Mediterranean: the region and the macroalgal substrate matter. *Environ Sci Pollut Res* 22:12332–12346. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4525-4>
- Boisnoir A, Pavaux AS, Schizas N V., et al (2020). The use of stable isotopes to measure the ingestion rate of potentially toxic benthic dinoflagellates by harpacticoid copepods. *J Exp Mar Bio Ecol* 524:151285. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151285>
- Bosch-Belmar M, Azzurro E, Pulis K, et al (2017). Jellyfish blooms perception in Mediterranean finfish aquaculture. *Mar Policy* 76:1–7. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.11.005>
- Bouchoucha M, Chekri R, Leufroy A, et al (2019). Trace element contamination in fish impacted by bauxite red mud disposal in the Cassidaigne canyon (NW French Mediterranean). *Sci Total Environ* 690:16–26. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.06.474>
- Boudjenah M (2019). Etude de La Composition et de l'évolution de La Biodiversité Des Peuplements Phytoplanctoniques de La Côte Algérienne (Mer d'Alboran et Bassin Algérien) et Influence Des Zones d'enrichissement d'enrichissement. PhD thesis. University of Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem. 175 pp.
- Boumaza S, Boudefoua N, Boumaza R, Semroud R (2014). Effects of urban effluents on spatial structure, morphology and total phenols of *Posidonia oceanica*: Comparison with a reference site. *J Exp Mar Bio Ecol* 457:113–119. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.04.009>
- Boust D, JM J (1981). Methodologies d'interprétation des teneurs totales en métaux traces contenues dans les sédiments estuariens et littoraux. Thèse de Doctorat. Université de Caen, pp 382.
- Boyd CE (2015). Overview of aquaculture feeds: Global impacts of ingredient use. In *Woodhead Publishing Series in Food Science, Technology and Nutrition, Feed and Feeding Practices in Aquaculture*. Elsevier Ltd Pages 3-25.

- Brigolin D, Lourguioui H, Taji MA, et al (2015). Space allocation for coastal aquaculture in North Africa: Data constraints, industry requirements and conservation issues. *Ocean Coast Manag* 116:89–97. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.07.010>
- Brooks KM, Stierns AR, Mahnken CVW, Blackburn DB (2003). Chemical and biological remediation of the benthos near Atlantic salmon farms. *Aquaculture* 219 :355–377. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00528-8](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00528-8).
- Buhmann A, Papenbrock J (2013). Biofiltering of aquaculture effluents by halophytic plants : Basic principles, current uses and future perspectives. *Environ Exp Bot* 92:122–133. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.07.005>
- Burton, Jr. GA (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3:65–76. <https://doi.org/10.1007/s102010200008>
- Bussel CGJ Van, Mahlmann L, Kroeckel S, et al (2013). Aquacultural Engineering The effect of high ortho-phosphate water levels on growth , feed intake , nutrient utilization and health status of juvenile turbot (*Psetta maxima*) reared in intensive recirculating aquaculture systems (RAS). *Aquac Eng* 57:63–70. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2013.08.003>
- Caccia VG, Millero FJ, Palanques A (2003). The distribution of trace metals in Florida Bay sediments. *Mar Poll Bul* 46:1420–1433. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00288-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00288-1)
- Callier MD, Mckindsey CW, Desrosiers G (2008). Evaluation of indicators used to detect mussel farm influence on the benthos : Two case studies in the Magdalen Islands, Eastern Canada. *Aquaculture* 278:77–88. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.03.026>
- Campbell B, Pauly D (2013). Mariculture : A global analysis of production trends since 1950. *Mar Policy* 39:94–100. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.10.009>
- Cannac M, Ferrat L, Pergent-martini C, et al (2006). Effects of fish farming on flavonoids in *Posidonia oceanica*. *Sci of the Total Envi* 370:91–98. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.07.016>
- Carbonara P, Alfonso S, Zupa W, et al (2019). Behavioral and physiological responses to stocking density in sea bream (*Sparus aurata*): Do coping styles matter? *Physiol Behav* 212:112698. <https://doi.org/10.1016/J.PHYSBEH.2019.112698>
- Carnicer O, García-Altres M, Andree KB, et al (2016). *Ostreopsis cf. ovata* from western Mediterranean Sea: Physiological responses under different temperature and salinity conditions. *Harmful Algae* 57:98–108. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.06.002>
- Carnicer O, Guallar C, Andree KB, et al (2015). *Ostreopsis cf. ovata* dynamics in the NW Mediterranean Sea in relation to biotic and abiotic factors. *Environ Res* 143:89–99. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.08.023>
- Casabianca S, Perini F, Casabianca A, et al (2014). Monitoring toxic *Ostreopsis cf. ovata* in recreational waters using a qPCR based assay. *Mar Pollut Bull* 88:102–109. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.018>

- Casadevall M, Bayle-Sempere JT, Ozbay G, et al (2020). Marine Aquaculture Impacts on Marine Biota in Oligotrophic Environments of the Mediterranean Sea – A Review. *Front Mar Sci*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00217>
- Castanheira MF, Cerqueira M, Millot S, et al (2016). Are personality traits consistent in fish?—The influence of social context. *Appl Anim Behav Sci* 178:96–101. <https://doi.org/10.1016/J.APPLANIM.2016.02.004>
- Cen J, Cui L, Duan Y, et al (2019). Effects of palytoxins extracted from *Ostreopsis ovata* on the oxidative stress and immune responses in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Fish Shellfish Immunol* 95:670–678. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2019.11.001>
- Chai ZY, Wang H, Deng Y, et al (2020). Harmful algal blooms significantly reduce the resource use efficiency in a coastal plankton community. *Sci Total Environ* 704:135381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135381>
- Challouf R, Hamza A, Mahfoudhi M, et al (2017). Environmental assessment of the impact of cage fish farming on water quality and phytoplankton status in Monastir Bay (eastern coast of Tunisia). *Aquac Int* 25:2275–2292. <https://doi.org/10.1007/s10499-017-0187-1>
- Chanda A, Das S, Bhattacharyya S, et al (2019). CO2 fluxes from aquaculture ponds of a tropical wetland: Potential of multiple lime treatment in reduction of CO2 emission. *Sci Total Environ* 655:1321–1333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.332>
- Chaoui L, Derba1F, Kara H, Quignard JP (2005). Alimentation et condition de la dorade *Sparus aurata* (Teleostei: Sparidae) dans la lagune du Mellah (Algérie Nord-Est). *Cah. Biol. Mar.* (2005) 46 : 221-225
- Chatvijitkul S, Boyd CE, Davis DA, McNevin AA (2017). Pollution potential indicators for feed-based fish and shrimp culture. *Aquaculture* 477:43–49. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.04.034>
- Chelossi E, Vezzulli L, Milano A, et al (2003). Antibiotic resistance of benthic bacteria in fish-farm and control sediments of the Western Mediterranean. *Sci Total Environ* 219:83–97. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00016-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00016-4)
- Chen H, Liu S, Xu X, et al (2015). Antibiotics in typical marine aquaculture farms surrounding Hailing Island , South China : Occurrence , bioaccumulation and human dietary exposure. *Mar Pollut Bull* 90:181–187. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.053>
- Cheng C, Yang F, Ling R, et al (2015). Effects of ammonia exposure on apoptosis, oxidative stress and immune response in pufferfish (*Takifugu obscurus*). *Aquat Toxicol* 164:61–71. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.04.004>
- Cheng X, Xie Y, Zhu D, Xie J (2019). Modeling re-oxygenation performance of fine-bubble–diffusing aeration system in aquaculture ponds. *Aquac Int* 27:1353–1368. <https://doi.org/10.1007/s10499-019-00390-6>
- Cheniti R, Rochon A, Frihi H (2018). Ship traffic and the introduction of diatoms and dinoflagellates via ballast water in the port of Annaba, Algeria. *J Sea Res* 133:154–165. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.07.008>

- Cherfi A, Achour M, Cherfi M (2015). Health risk assessment of heavy metals through consumption of vegetables irrigated with reclaimed urban wastewater in Algeria. *Process Saf Environ Prot* 98:245–252. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.08.004>
- Chifflet S, Gerard P, Fichez R (2004). *Manuel D'Analyses Chimiques Dans L'Eau De Mer*. Ird, pp 83.
- Chikhaoui MA, Hlaili AS, Mabrouk HH (2008). Réponses saisonnières du phytoplancton aux rapports d'enrichissements N:Si:P dans la lagune de Bizerte (Sud-Ouest de la Méditerranée). *Comptes Rendus - Biol* 331:389–408. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2008.03.005>
- Chikhi K, Bencharif A (2016). La consommation de produits carnés en Méditerranée: quelles perspectives pour l'Algérie? The consumption of meat products in the Mediterranean: what prospects for Algeria? *Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens*; n. 115, 435–440.
- Christensen AM, Ingerslev F, Baun A (2006). Ecotoxicity of mixtures of antibiotics used in aquacultures. *Environ Toxicol Chem* 25:2208–2215. <https://doi.org/10.1897/05-415R.1>
- Claret A, Guerrero L, Aguirre E, et al (2012). Consumer preferences for sea fish using conjoint analysis: Exploratory study of the importance of country of origin, obtaining method, storage conditions and purchasing price. *Food Qual Prefer* 26:259–266. <https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2012.05.006>
- Clasen B, Loro VL, Murussi CR, et al (2018). Bioaccumulation and oxidative stress caused by pesticides in *Cyprinus carpio* reared in a rice-fish system. *Sci Total Environ* 626:737–743. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.154>
- Cleasby N, Schwarz AM, Phillips M, et al (2014). The socio-economic context for improving food security through land based aquaculture in Solomon Islands: A peri-urban case study. *Mar Policy* 45:89–97. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.11.015>
- Cohu S, Thibaut T, Mangialajo L, et al (2011). Occurrences of the toxic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* in relation with environmental factors in Monaco (NW Mediterranean). *Mar Pollut Bull* 62:2681–2691. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.022>
- Cole DW, Cole R, Gaydos SJ, et al (2009). Aquaculture : Environmental, toxicological, and health issues. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 212:369–377. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2008.08.003>
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, et al (2010). The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS One* 5:e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Collette-Bregand M, James A, Munshy C, Bocquenē G (2009). Contamination des milieux aquatiques par les substances pharmaceutiques et cosmétiques - Etat des lieux et perspectives. *R.INT.DCN.BE.ARC/2009.01*. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00066/17773/>
- Combi T, Pintado-Herrera MG, Lara-Martin PA, et al (2016). Distribution and fate of legacy and emerging contaminants along the Adriatic Sea: A comparative study. *Environ Pollut* 218:1055–1064. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.057>

Références bibliographiques

- Copat C, Arena G, Fiore M, et al (2013). Heavy metals concentrations in fish and shellfish from eastern Mediterranean Sea : Consumption advisories. *Food Chem Toxicol* 53:33–37.
<https://doi.org/10.1016/j.fct.2012.11.038>
- Costopoulou D, Vassiliadou I, Leondiadis L (2016) PCDDs, PCDFs and PCBs in farmed fish produced in Greece: Levels and human population exposure assessment. *Chemosphere* 146:511–518.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.019>.
- CREAD (2018). Projets de recherche, Centre de recherche en économie appliquée pour le développement. Algérie.
- Cresson P, Claire M, Marco F, et al (2016). Variability of PCB burden in 5 fish and sharks species of the French Mediterranean continental slope. *Environmental Pollution* 212:374–381.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.044>
- Cromey CJ, Nickell TD, Treasurer J, et al (2009). Modelling the impact of cod (*Gadus morhua* L.) farming in the marine environment — CODMOD. *Aquaculture* 289:42–53.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.020>
- Dalman Ö, Demirak A, Balcı A (2006). Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the Southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. *Food Chem* 95:157–162. <https://doi.org/10.1016/J.FOODCHEM.2005.02.009>
- Dambrine C, Huret M, Woillez M, et al (2020). Contribution of a bioenergetics model to investigate the growth and survival of European seabass in the Bay of Biscay – English Channel area. *Ecol Modell* 423:109007. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109007>
- Dapueto G, Massa F, Costa S, et al (2015). A spatial multi-criteria evaluation for site selection of offshore marine fish farm in the Ligurian Sea , Italy. *Ocean Coast Manag* 116:64–77.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.030>
- DAT (2015). Direction du tourisme et de l'artisanat. <https://dta-tiziouzou.dz/dz/>
- De las Heras V, Martos-Sitcha JA, Yúfera M, et al (2015). Influence of stocking density on growth, metabolism and stress of thick-lipped grey mullet (*Chelon labrosus*) juveniles. *Aquaculture* 448:29–37. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2015.05.033>
- De Solla SR, Gilroy AM, Klinck JS, et al (2016). Bioaccumulation of pharmaceuticals and personal care products in the unionid mussel *Lasmigona costata* in a river receiving wastewater effluent. *Chemosphere* 146:486–496. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.022>
- Demirak A, Yilmaz F, Levent Tuna A, Ozdemir N (2006). Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. *Chemosphere* 63:1451–1458.
<https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2005.09.033>
- DCE (2006). Directive 2000/60/ce du parlement Européen et du conseil dans le domaine de l'eau. Disponible à <https://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20090625:FR:PDF>.
- Di Franco E, Pierson P, Di Iorio L, et al (2020). Effects of marine noise pollution on Mediterranean fishes and invertebrates: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 159:111450

Références bibliographiques

- Díaz-Almela E, Marbà N, Álvarez E, et al (2008). Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Mar Pollut Bull* 56:1332–1342.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.03.022>
- Doglioli AM, Magaldi MG, Vezzulli L, Tucci S (2004). Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *231:215–235*. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.09.030>
- Dolenec T, Karamarko V, Kniewald G, Dolenec M (2014). Element levels in cultured and wild sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and gilthead sea bream (*Sparus aurata*) from the Adriatic Sea and potential risk assessment. 19–39. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9516-0>
- Dong H, Chen Y, Wang J, et al (2021). Interactions of microplastics and antibiotic resistance genes and their effects on the aquaculture environments. *J. Hazard. Mater.* 403:123961
- DPRH (2016). Direction de la pêche et des ressources halieutiques. Wilaya de Tizi Ouzou
- Dural M, Genc E, Sangun MK, Güner Ö (2011). Accumulation of some heavy metals in *Hysterothylacium aduncum* (Nematoda) and its host sea bream, *Sparus aurata* (Sparidae) from North-Eastern Mediterranean Sea (Iskenderun Bay). *Environ Monit Assess* 174, 147–155 (2011).
<https://doi.org/10.1007/s10661-010-1445-0>.
- Edwards P (2015). Aquaculture environment interactions : Past , present and likely future trends. *Aquaculture* 447:2–14. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.02.001>
- El-Sayed A-FM (2020) Intensive culture. In: *Tilapia Culture (Second Edition)*. Academic Press, pp 103–134.
- El Zrelli R, Rabaoui L, Roa-Ureta RH, et al (2020). Economic impact of human-induced shrinkage of *Posidonia oceanica* meadows on coastal fisheries in the Gabes Gulf (Tunisia, Southern Mediterranean Sea). *Mar Pollut Bull* 155:111124. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111124>
- Ellwood N, Pasella M, Totti C, Accoroni S (2020). Growth and phosphatase activities of *Ostreopsis cf. ovata* biofilm incubated under diverse dissolved organic phosphorus compounds. *Aquat Microb Ecol.* <https://doi.org/10.3354/ame01946>
- Elnabris KJ (2013). Heavy metal concentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in Palestinian people of Gaza Strip (Palestine). *J Assoc Arab Univ Basic Appl Sci* 13:44–51. <https://doi.org/10.1016/j.jaubas.2012.06.001>
- EUMOFA (2017). European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products
<https://www.eumofa.eu/documents/20178/108446/The+EU+fish+market+2017.pdf>
- EUMOFA (2019). European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products.
<https://www.aquahoy.com/en/market/33986-eumofa-the-eu-fish-market-2019-edition-is-online>
- Fahssi A, Chafi A (2015). Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les aquatiques du littoral de saidia (maroc oriental). *European Scientific Journal* 11:334–360.
- FAO (2009). *Sparus aurata*. In *Cultured aquatic species fact sheets*. Text by Colloca, F. & Cerasi, S. Edited and compiled by Valerio Crespi and Michael New. CD-ROM (multilingual)

Références bibliographiques

- FAO (2013). La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. Mettre les systèmes alimentaires au service d'une meilleure nutrition. <http://www.fao.org/3/i3300f/i3300f.pdf>.
- FAO (2014). La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. Ouvrir l'agriculture familiale à l'innovation. Disponible à : <http://www.fao.org/3/a-i4040f.pdf>
- FAO (2016). La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. Changement climatique, agriculture et sécurité alimentaire. <http://www.fao.org/3/a-i6030f.pdf>
- FAO (2018). La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2018. Atteindre les objectifs de développement durable. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Disponible à : <http://www.fao.org/3/i9540fr/i9540fr.pdf>
- FAO (2018). Le développement de l'aquaculture en Algérie en collaboration avec la FAO – Bilan 2008-2016. FAO, Circulaire sur les pêches et l'aquaculture no. 1176. Rome. 112 pp.
- FAO (2020). La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2020. La durabilité en action. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229fr>
- FAO (2020) Food safety and quality: Rapports de synthèse. <http://www.fao.org/food/food-safety-quality/scientific-advice/jecfa/summary-reports/fr/>. Accessed 21 May 2020
- FAOSTAT . 2017. Food and Agriculture Organization Statistics Division available at: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/OA/metadata>.(Accessed 25 July 2017)
- FAO/WHO (2013) Evaluation of certain food additives and contaminants: seventy-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. (WHO technical report series ; no. 983).
- Farmaki EG, Thomaidis NS, Pasiadis IN, et al (2014). Impact of intensive aquaculture : Investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. *Sci Total Environ* 485–486:554–562. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.125>
- Farmery A, Gardner C, Green BS, Jennings S (2014). Managing fisheries for environmental performance : the effects of marine resource decision-making on the footprint of seafood. *J Clean Prod* 64:368–376. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.016>
- Faust, M. A., & Gullledge, R. A. (2002). Identifying harmful marine dinoflagellates. Contributions from the United States National Herbarium. Washington, DC: Smithsonian Institution.
- FEAP (2016). The Federation of European Aquaculture Producers. http://sprl.pl/userfiles/files/FEAP_prodrep_2016.pdf
- Feldman B, Tuchman M, Caldovic L (2014). A zebrafish model of hyperammonemia. *Mol Genet Metab* 113:142–147. <https://doi.org/10.1016/j.ymgme.2014.07.001>
- Fernandes D, Zanuy S, Jo M, Porte C (2010) Chemical and biochemical tools to assess pollution exposure in cultured fish. *152:138–146*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.05.012>
- Ferrante M, Napoli S, Zuccarello P, Cristaldi A (2019). Systematic review of arsenic in fresh seafood from the Mediterranean Sea and European Atlantic coasts : A health risk assessment. *126:322–331*. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.01.010>

- Ferreira JG, Saurel C, Lencart JD, et al (2014). Modelling of interactions between inshore and offshore aquaculture. *Aquaculture* 426–427:154–164.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.01.030>
- Figueroa RI, Estrada M, Garcés E (2018). Life histories of microalgal species causing harmful blooms: Haploids, diploids and the relevance of benthic stages. *Harmful Algae* 73:44–57.
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.01.006>
- Filiciotto F, Maximiliano V, Fazio F, et al (2013). Effect of acoustic environment on gilthead sea bream (*Sparus aurata*): Sea and onshore aquaculture background noise. *Aquaculture* 414–415:36–45.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.07.042>
- Føre HM, Thorvaldsen T (2021). Causal analysis of escape of Atlantic salmon and rainbow trout from Norwegian fish farms during 2010–2018. *Aquaculture* 532:736002.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.736002>
- Froese, R, Pauly D. (2020). FishBase. *Sparus aurata* Linnaeus, 1758. Accessed through: World Register of Marine Species at: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=151523> on 2020-11-19
- Froese, R, Pauly D. (2019). FishBase. World Wide Web electronic publication. version (12/2019), available online at <http://www.fishbase.org> [details]
- Fry JP, Love DC, Shukla A, Lee RM (2014). Offshore finfish aquaculture in the United States : an examination of federal laws that could be used to address environmental and occupational public health risks. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 11, 11964–11985.
<https://doi.org/10.3390/ijerph111111964>
- Fuchs A, Klier J, Pinto F, et al (2017). Effects of artificial thermocline deepening on sedimentation rates and microbial processes in the sediment. *Hydrobiologia* 799:65–81.
<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3202-7>
- Funari E, Manganelli M, Testai E (2015). *Ostreopsis cf. ovata* blooms in coastal water : Italian guidelines to assess and manage the risk associated to bathing waters and recreational activities. *Harmful Algae* 50:45–56. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.10.008>
- Gao X, Li P, Chen CA (2013). Assessment of sediment quality in two important areas of mariculture in the Bohai Sea and the northern Yellow Sea based on acid-volatile sulfide and simultaneously extracted metal results. *Mar Pollut Bull* 72:281–288. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.02.007>
- Gao X, Zhuang W, Chen CA, Zhang Y (2015). Sediment quality of the sw coastal Laizhou Bay, Bohai Sea, China : A comprehensive assessment based on the analysis of heavy metals. *PLoS ONE* 10(3): e0122190. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122190>
- Gauthier C, Campbell PGC, Couture P (2008). Physiological correlates of growth and condition in the yellow perch (*Perca flavescens*). *Comp Biochem Physiol Part A Mol Integr Physiol* 151:526–532.
<https://doi.org/10.1016/J.CBPA.2008.07.010>
- Gémin MP, Réveillon D, Hervé F, et al (2020). Toxin content of *Ostreopsis cf. ovata* depends on bloom phases, depth and macroalgal substrate in the NW Mediterranean Sea. *Harmful Algae* 92:101727. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101727>

- Ghamkhar R, Hicks A (2020). Comparative environmental impact assessment of aquafeed production: Sustainability implications of forage fish meal and oil free diets. *Resour Conserv Recycl* 161:104849. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104849>
- Ginés R, Camacho M, Henríquez-Hernández LA, et al (2018). Reduction of persistent and semi-persistent organic pollutants in fillets of farmed European seabass (*Dicentrarchus labrax*) fed low fish oil diets. *Sci Total Environ* 643:1239–1247. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.223>
- Giri SS, Graham J, Hamid NKA, et al (2016). Dietary micronutrients and in vivo n – 3 LC-PUFA biosynthesis in Atlantic salmon. *Aquaculture* 452:416–425. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2015.05.022>
- Giussani V, Asnaghi V, Pedroncini A, Chiantore M (2017). Management of harmful benthic dinoflagellates requires targeted sampling methods and alarm thresholds. *Harmful Algae* 68:97–104. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.07.010>
- Gonzalez-silvera D, Izquierdo-gomez D, Fernandez-gonzalez V, Martínez-lópez FJ (2015). Mediterranean fouling communities assimilate the organic matter derived from coastal fish farms as a new trophic resource. *Mar Pollut Bull* 91:45–53. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.029>
- Gorbi S, Avio GC, Benedetti M, et al (2013). Effects of harmful dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* exposure on immunological, histological and oxidative responses of mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Fish Shellfish Immunol* 35:941–950. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2013.07.003>
- Grabicová K, Grabic R, Fedorova G, et al (2020). Water reuse and aquaculture: Pharmaceutical bioaccumulation by fish during tertiary treatment in a wastewater stabilization pond. *Environ Pollut* 267:115593. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115593>
- Griboff J, Wunderlin DA, Monferran M V. (2017). Metals, As and Se determination by inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS) in edible fish collected from three eutrophic reservoirs. Their consumption represents a risk for human health? *Microchem J* 130:236–244. <https://doi.org/10.1016/J.MICROC.2016.09.013>
- Grigorakis K, Rigos G (2011). Aquaculture effects on environmental and public welfare – The case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere* 85:899–919. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.015>
- Grosell M (2011) Copper. In *Fish Physiology*. Academic Press, Volume 31, Part A, Pages 53-133,
- Gu YG, Lin Q (2016). Trace metals in a sediment core from the largest mariculture base of the eastern Guangdong coast, South China: Vertical distribution, speciation, and biological risk. *Mar Pollut Bull* 113:520–525. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.029>
- Guilhaumon F, Albouy C, Claudet J, et al (2015). Representing taxonomic, phylogenetic and functional diversity: new challenges for Mediterranean marine-protected areas. *Divers Distrib* 21:175–187. <https://doi.org/10.1111/ddi.12280>
- Hadjou Z, Ramdane Z, Tazi N, et al (2017). Effect of parasitism on the length/weight relationship and the condition index in two groups of *Pagellus acarne* (Risso, 1826)(Perciformes Sparidae), parasitized. *Biodiversity Journal*, 8 (4): 889–894.

- Hadj-Taieb A, Ghorbel M, Hadj-Hamida N, Jarboui O (2013). Sex ratio, reproduction, and growth of the gilthead sea bream, *Sparus aurata* (Pisces: Sparidae), in the Gulf of Gabes, Tunisia *Ciencias Marinas*, vol. 39, núm. 1, pp. 101-112
- Hai N Van (2015). findings from the use of probiotics in tilapia aquaculture : A review. *Fish Shellfish Immunol* 45:592–597. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2015.05.026>
- Hallegraeff, G.M.; Anderson, D.M.; Cembella, A.D. and Enevoldsen, H.O. (eds) (2004) *Manual on Harmful Marine Microalgae*. 2nd revised edition. Paris, France, UNESCO, 793pp. (Monographs on Oceanographic Methodology, 11). <http://hdl.handle.net/11329/282>.
- Hallmann A, Smolarz K, Konieczna L, Belka M (2016). LC – MS measurment of free steroids in mussels (*Mytilus trossulus*) from the southern Baltic Sea. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 117:311–315. <https://doi.org/10.1016/j.jpba.2015.09.013>
- HAMPL R, Kubátová J, Stárka L (2016). History , recent state of art and open questions. *J Steroid Biochem Mol Biol* 155:217–223. <https://doi.org/10.1016/j.jsbmb.2014.04.013>
- Handå A, Min H, Wang X, et al (2012a) Incorporation of fish feed and growth of blue mussels (*Mytilus edulis*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture : Implications for integrated multi-trophic aquaculture in Norwegian coastal waters. *Aquaculture* 356–357:328–341. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.04.048>
- Handå A, Ranheim A, Johny A, et al (2012b) Incorporation of salmon fish feed and feces components in mussels (*Mytilus edulis*): Implications for integrated multi-trophic aquaculture in cool-temperate North Atlantic waters. *Aquaculture* 370–371:40–53. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.09.030>
- Hardy RW (2010). Utilization of plant proteins in fish diets: Effects of global demand and supplies of fishmeal. *Aquac. Res.* 41:770–776
- Hattour A (2011). Le thon rouge (*Thunnus thynnus thynnus* L. 1758) des eaux tunisiennes : Etats des lieux, pêche et activités d’engraissement. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô*, Vol. 38, 2011
- Hecht, T. and Jones, C.L.W (2009). Use of wild fish and other aquatic organisms as feed in aquaculture – a review of practices and implications in Africa and the Near East. In M.R. Hasan and M. Halwart (eds). *Fish as feed inputs for aquaculture: practices, sustainability and implications*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 518. Rome, FAO. pp. 129–157.
- Herbeck LS, Unger D, Wu Y, Jennerjahn TC (2013). Effluent , nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan , tropical China. *Cont Shelf Res* 57:92–104. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.05.006>
- Hogstrand C (2011). Zinc. In *Fish Physiology*. Academic Press Volume 31, Part A, pages 135-200.
- Holmer M, Argyrou M, Dalsgaard T, et al (2008). Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows : Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Mar Pol Bul* 56:1618–1629. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.020>

- Holmer M, Duarte CM, Heilskov A, et al (2003a). Biogeochemical conditions in sediments enriched by organic matter from net-pen fish farms in the Bolinao area , Philippines. *Mar Pol Bul* 46:1470–1479. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00281-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00281-9)
- Holmer M, Marta P, Duarte CM (2003b). Benthic primary producers — a neglected environmental problem in Mediterranean maricultures ? *Mar Pol Bul* 46:1372–1376. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00396-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00396-5)
- Holmer M, Marba N, Diaz-almela E, Duarte CM (2007). Sedimentation of organic matter from fish farms in oligotrophic Mediterranean assessed through bulk and stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) analyses. *Aquaculture* 262:268–280. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.09.033>
- Hoseini SM, Taheri Mirghaed A, Yousefi M (2019). Application of herbal anaesthetics in aquaculture. *Rev Aquac* 11:550–564. <https://doi.org/10.1111/raq.12245>
- Hossain MY, Hossen MA, Islam MM, et al (2016). Biometric indices and size at first sexual maturity of eight alien fish species from Bangladesh. *Egypt J Aquat Res*. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.09.001>
- Houma F, Boufniza R L, Adem A, et al (2019). Introductory Chapter: Marine Monitoring Pollution. *Monit Mar Pollut*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.83846>
- Houma F, N El, Bachari I, Bachouche S (2011). Contribution à l'évaluation de la pollution des eaux marines sur la côte Ouest d 'Alger en utilisant l'imagerie satellitale. Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime, Edition 2, Tanger, Maroc (2011). Disponible en ligne – <http://www.paralia.fr>.
- Hu Y, Ni Q, Wu Y, et al (2011). Study on CO₂ removal method in recirculating aquaculture waters. *Procedia Engineering* .<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.08.894>
- Hu Z, Woo J, Chandran K, et al (2013). Nitrogen transformations in intensive aquaculture system and its implication to climate change through nitrous oxide emission. *Bioresour Technol* 130:314–320. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.033>
- Hu Z, Woo J, Chandran K, et al (2014). Influence of carbohydrate addition on nitrogen transformations and greenhouse gas emissions of intensive aquaculture system. *Sci Total Environ* 470–471:193–200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.050>
- Hung YT, Aziz HA, Sanik ME, et al (2014). Aquaculture system management and water conservation. In: *Modern Water Resources Engineering*. Humana Press Inc., pp 715–758
- Hurtado-RodrGuez R., Fountoulaki E, Grigorakis K et al (2009). Season and size effects: changes in the quality of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). *Mediterranean Marine Science Research Article Indexed in WoS (Web of Science, ISI Thomson)* The journal is available on line at <http://www.medit-mar-sc.net>
- Hussenot J, Richard M (2010). Des systèmes intégrés multi-trophiques pour une aquaculture durable. Actes du séminaire. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00001/11222/>
- Hvas M, Damsgaard C, Gam LTH, et al (2016). The effect of environmental hypercapnia and size on nitrite toxicity in the striped catfish (*Pangasianodon hypophthalmus*). *Aquat Toxicol* 176:151–160. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.04.020>

- Iamiceli AL, Ubaldi A, Lucchetti D, et al (2015). Metals in Mediterranean aquatic species. *Mar Pollut Bull* 94:278–283. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.034>
- IFREMER (2011). L'utilisation de produits d'origine aquatique pour la fabrication d'aliments aquacoles. http://aquaculture.ifremer.fr/content/download/46072/file/IF_synthese_alim_poissons_Grenelle.pdf
- Ikem A, Egilla J (2008). Trace element content of fish feed and bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) from aquaculture and wild source in Missouri. *Food Chem* 110:301–309. <https://doi.org/10.1016/J.FOODCHEM.2008.02.003>
- Illoul H, Hernández FR, Vila M, et al (2012). The Genus *Ostreopsis* along the Algerian coastal waters (SW Mediterranean Sea) associated with a human respiratory intoxication episode. *Cryptogam Algal* 33:209–216. <https://doi.org/10.7872/crya.v33.iss2.2011.209>
- Ip YK, Chew SF, Randall DJ (2001). Ammonia toxicity, tolerance, and excretion. *Fish Physiol.* 20:109–148
- Iriarte JL, Pantoja S, González HE, et al (2013). Assessing the micro-phytoplankton response to nitrate in Comau Fjord (42 ° S) in Patagonia (Chile), using a microcosms approach. *Environ Monit Assess* 185, 5055–5070. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2925-1>
- Islam MJ, Slater MJ, Kunzmann A (2020). What metabolic, osmotic and molecular stress responses tell us about extreme ambient heatwave impacts in fish at low salinities: The case of European seabass, *Dicentrarchus labrax*. *Sci Total Environ* 749:141458. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141458>
- Islam S (2005). Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem : review and analysis towards model development. *Mar Pollut Bull* 50:48–61. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.08.008>
- Jackson D, Drumm A, McEvoy S, et al (2015). A pan-European valuation of the extent, causes and cost of escape events from sea cage fish farming. *Aquaculture* 436:21–26. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.10.040>
- Jahan S, Strezov V (2018). Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metals in the sediments of seaports of NSW , Australia. *Mar Pollut Bull* 128:295–306. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.036>
- Jamshidi S, Bastami KD (2016). Metal contamination and its ecological risk assessment in the surface sediments of Anzali wetland, Caspian Sea. *Mar Pollut Bull* 113:559–565. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.08.049>
- Jauzein C, Açaç L, Accoroni S, et al (2018). Optimization of sampling, cell collection and counting for the monitoring of benthic harmful algal blooms: Application to *Ostreopsis* spp. blooms in the Mediterranean Sea. *Ecol Indic* 91:116–127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.089>
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (2011). working document for information and use in discussions related to contaminants and toxins in the GSCTFF. Available at: http://www.fao.org/tempref/codex/Meetings/CCCCF/CCCCF5/cf05_INF.pdf

- Jensen F, Nielsen M, Nielsen R (2015). Increased competition for aquaculture from fisheries : Does improved fisheries management limit aquaculture growth ? *Fish Res* 159:25–33.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.05.004>
- Jensen FB (2003). Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. In: *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*. Elsevier Inc., pp 9–24
- Jiang J, Lee C, Fang M (2014). Emerging organic contaminants in coastal waters : Anthropogenic impact, environmental release and ecological risk. *Mar Pollut Bull* 85:391–399.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.045>
- Jisr N, Younes G, Sukhn C, El-Dakdouki MH (2018). Length-weight relationships and relative condition factor of fish inhabiting the marine area of the Eastern Mediterranean city, Tripoli-Lebanon. *Egypt J Aquat Res* 44:299–305. <https://doi.org/10.1016/J.EJAR.2018.11.004>
- Johansen LH, Jensen I, Mikkelsen H, et al (2011). Disease interaction and pathogens exchange between wild and farmed fish populations with special reference to Norway. *Aquaculture* 315:167–186
- Johansson D, Juell J, Oppedal F (2007). The influence of the pycnocline and cage resistance on current flow, oxygen flux and swimming behaviour of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in production cages. *Aquaculture* 265:271–287. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.12.047>
- John EM, Krishnapriya K, Sankar T V. (2020). Treatment of ammonia and nitrite in aquaculture wastewater by an assembled bacterial consortium. *Aquaculture* 526:735390.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735390>
- Jørgensen EH, Haatuft A, Puvanendran V, Mortensen A (2017). Effects of reduced water exchange rate and oxygen saturation on growth and stress indicators of juvenile lumpfish (*Cyclopterus lumpus* L.) in aquaculture. *Aquaculture* 474:26–33. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.03.019>
- Jouanneau S, Recoules L, Durand MJ, et al (2014). Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. *Water Res.* 49:62–82
- Justino CIL, Duarte KR, Freitas AC, et al (2016). Trends in Analytical Chemistry Contaminants in aquaculture : Overview of analytical techniques for their determination. *Trends Anal Chem* 80:293–310. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2015.07.014>
- Kalantzi I, Papageorgiou N, Sevastou K, et al (2014). Metals in benthic macrofauna and biogeochemical factors affecting their trophic transfer to wild fish around fish farm cages. *Sci Total Environ* 470–471:742–753. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2013.10.020>
- Kalantzi I, Shimmield TM, Pergantis SA, et al (2013). Heavy metals , trace elements and sediment geochemistry at four Mediterranean fish farms. *Sci Total Environ* 444:128–137.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.082>
- Kar S, Maity JP, Jean JS, et al (2011). Health risks for human intake of aquacultural fish: Arsenic bioaccumulation and contamination. *J Environ Sci Heal - Part A Toxic/Hazardous Subst Environ Eng* 46:1266–1273. <https://doi.org/10.1080/10934529.2011.598814>

- Kara MH, Lacroix D, Rey-Valette H, et al (2018). Dynamics of Research in Aquaculture in North Africa and Support for Sustainable Development and Innovation. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 26:309–318
- Kara MH, Lacroix D, Sadek S, et al (2016) Vingt ans d'aquaculture en Afrique du Nord: évolutions, bilan critique et avenir. *Cah Agric* 25. <https://doi.org/10.1051/cagri/2016044>
- Kapetsky, J.M. & Aguilar-Manjarrez, J (2013). From estimating global potential for aquaculture to selecting farm sites: perspectives on spatial approaches and trends. In *Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture*, pp. 129–146. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 282 pp.
- Karydis M, Kitsiou D (2012). Eutrophication and environmental policy in the Mediterranean Sea : a review. *Environ Monit Assess* 184, 4931–4984. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2313-2>
- Kaushik S.-J (2005). Besoins et apport en phosphore chez le poisson. *INRA Prod. Anim* 18, 203-208.
- Kawahara N, Shigematsu K, Miyadai T, Kondo R (2009). Comparison of bacterial communities in fish farm sediments along an organic enrichment gradient. *Aquaculture* 287:107–113. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.10.003>
- Kaya ED, Söyüt H, Beydemir Ş (2015). The toxicological impacts of some heavy metals on carbonic anhydrase from gilthead sea bream (*Sparus aurata*) gills. *Environ Toxicol Pharmacol* 39:825–832. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.01.021>
- Kessouri F, Ulses C, Estournel C, et al (2017). Nitrogen and Phosphorus Budgets in the Northwestern Mediterranean Deep Convection Region. *J Geophys Res Ocean* 122:9429–9454. <https://doi.org/10.1002/2016JC012665>
- Khemir M, Besbes N, Ben Khemis I, et al (2016). Etude comparative de la qualité nutritionnelle et sensorielle de la daurade «*Sparus aurata*»: influences de la saison et du site de production. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô*, Vol. 43, 2016 (Numéro Spécial)
- King SC, Pushchak R (2008). Incorporating cumulative effects into environmental assessments of mariculture : Limitations and failures of current siting methods. *Environ Impact Assess Rev* 28:572–586. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.12.002>
- Kır M, Sunar MC, Gök MG (2019.) Acute ammonia toxicity and the interactive effects of ammonia and salinity on the standard metabolism of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture* 511:734273. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734273>
- Kletou D, Kleitou P, Savva I, et al (2018). Seagrass recovery after fish farm relocation in the eastern Mediterranean. *Mar Environ Res* 140:221–233. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.06.007>
- Kotob MH, Menanteau-Ledouble S, Kumar G, et al (2016). The impact of co-infections on fish: a review. *Vet. Res.* 47:1–12
- Kouidri M, Dali youcef N, Benabdellah I, et al (2016). Enrichment and geoaccumulation of heavy metals and risk assessment of sediments from coast of Ain Temouchent (Algeria). *Arab J Geosci* 9:1–9. <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2377-y>

- Kristiansen T, Faltinsen OM (2015). Experimental and numerical study of an aquaculture net cage with floater in waves and current. *J Fluids Struct* 54:1–26.
<https://doi.org/10.1016/j.jfluidstructs.2014.08.015>
- Krüger L, Casado-Coy N, Valle C, et al (2020). Plastic debris accumulation in the seabed derived from coastal fish farming. *Environ Pollut* 257:113336. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113336>
- Kružić P, Vojvodić V, Bura-Nakić E (2014). Inshore capture-based tuna aquaculture impact on *Posidonia oceanica* meadows in the eastern part of the Adriatic Sea. *Mar Pollut Bull* 86:174–185.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.028>
- La Jeunesse I, Deslous-Paoli JM, Ximénès MC, et al (2002). Changes in point and non-point sources phosphorus loads in the Thau catchment over 25 years (Mediterranean Sea - France). *Hydrobiologia* 475–476:403–411. <https://doi.org/10.1023/A:1020351711877>
- Lananan F, Hajar S, Hamid A, et al (2014). International Biodeterioration & Biodegradation Symbiotic bioremediation of aquaculture wastewater in reducing ammonia and phosphorus utilizing Effective Microorganism (EM-1) and microalgae (*Chlorella* sp .). *Int Biodeterior Biodegradation* 95:127–134. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.06.013>
- Le Magueresse-Battistoni B, Vidal H, Naville D (2018). Environmental Pollutants and Metabolic Disorders: The Multi-Exposure Scenario of Life. *Front Endocrinol (Lausanne)* 9:582.
<https://doi.org/10.3389/fendo.2018.00582>
- Le D V., Alfaro AC, Ragg NLC, et al (2016). Aerobic scope and oxygen regulation of New Zealand geoduck (*Panopea zelandica*) in response to progressive hypoxia. *Aquaculture* 463:28–36.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.05.008>
- Lee C, Kim Y, Lee G, et al (2008). Dynamic simulation of a fish cage system subjected to currents and waves. *Ocean Engineering* 35:1521–1532. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2008.06.009>
- Leung HM, Leung AOW, Wang HS, et al (2014). Assessment of heavy metals / metalloid (As , Pb , Cd , Ni , Zn , Cr , Cu , Mn) concentrations in edible fish species tissue in the Pearl River Delta (PRD), China. *Mar Pollut Bull* 78:235–245. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.028>
- Li D, Xu L, Liu H (2017) Detection of uneaten fish food pellets in underwater images for aquaculture. *Aquac Eng* 78:85–94. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.05.001>
- Li W, Wei QW, Luo H (2014). Special collector and count method in a recirculating aquaculture system for calculation of feed conversion ratio in fish. *Aquacultural Engineering* 60:63–67.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.04.003>
- Liang P, Shao D, Wu S, et al (2011). The influence of mariculture on mercury distribution in sediments and fish around Hong Kong and adjacent mainland China waters. *Chemosphere* 82:1038–1043.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.061>
- Liang P, Wu S, Li Y, et al (2012). The effects of mariculture activities on the adsorption / desorption and chemical fractionations of mercury on sediments. *Mar Pollut Bull* 64:836–843.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.027>

- Liberté (2010). Article de presse <https://www.liberte-algerie.com/actualite/la-station-deelectricite-netait-pas-a-lorigine-de-la-catastrophe-81174/print/1>
- Lin F, Han B, Ding Y, et al (2018). Distribution characteristics, sources, and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Qinhuangdao coastal wetland, China. *Mar Pollut Bull* 127:788–793. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2017.09.054>
- Liu S, Chen H, Xu X, et al (2015). Steroids in marine aquaculture farms surrounding Hailing Island, South China: Occurrence, bioconcentration, and human dietary exposure. *Science of the Total Environment* 502:400–407. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.039>
- Liu S, Yan M, Tai H, et al (2012). Prediction of dissolved oxygen content in aquaculture of *hyriopsis cumingii* using elmaneural network. In: *IFIP Advances in Information and Communication Technology*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 508–518
- Liu X, Steele JC, Meng XZ (2017). Usage, residue, and human health risk of antibiotics in Chinese aquaculture: A review. *Environ Pollut* 223:161–169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.003>
- Liu Z, Li Z, Zhong H, et al (2017). Recent advances in the environmental applications of biosurfactant saponins: A review. *J. Environ. Chem. Eng.* 5:6030–6038. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.11.021>.
- Long ER, MacDonald DD (1998). Recommended Uses of Empirically Derived, Sediment Quality Guidelines for Marine and Estuarine Ecosystems. *Hum Ecol Risk Assess An Int J* 4:1019–1039. <https://doi.org/10.1080/10807039891284956>
- Long ER, Macdonald DD, Smith SL, Calder FD (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ Manage* 19:81–97. <https://doi.org/10.1007/BF02472006>
- Lopes-Rocha M, Langone L, Misericocchi S, et al (2017). Spatial patterns and temporal trends of trace metal mass budgets in the western Adriatic sediments (Mediterranean Sea). *Sci Total Environ* 599–600:1022–1033. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.04.114>
- Lopes C, Antelo LT, Franco-uría A, et al (2015). Valorisation of fish by-products against waste management treatments – Comparison of environmental impacts. *Waste management* 46:103–112. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.017>
- Lounas R, Kasmi H, Chernai S, Amarni N, Ghebriout L, & Hamdi B. (2021). Heavy metal concentrations in wild and farmed gilthead sea bream from southern Mediterranean Sea—human health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12864-3>
- Lounas R, Kasmi H, Chernai S, et al (2020). Towards Sustainable Mariculture: some Global Trends. *Thalassas*. <https://doi.org/10.1007/s41208-020-00206-y>
- Luo G, Xu G, Gao J, Tan H (2016). Effect of dissolved oxygen on nitrate removal using polycaprolactone as an organic carbon source and biofilm carrier in fixed-film denitrifying reactors. *J Environ Sci (China)* 43:147–152. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.10.022>

- Ma Y, Sun L, Liu C, et al (2018). A comparison of methane and nitrous oxide emissions from inland mixed-fish and crab aquaculture ponds. *Sci Total Environ* 637–638:517–523.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.040>
- Maas S, Schei R, Benslama M, et al (2010). Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Envi Pollu* 158:2294–2301.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.001>
- MADPR 2016. Ministère de l'Agriculture, du développement rural et de la pêche.
<http://madrp.gov.dz/>
- Mangialajo L, Ganzin N, Accoroni S, et al (2011). Trends in *Ostreopsis* proliferation along the Northern Mediterranean coasts. *Toxicon* 57:408–420. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2010.11.019>
- Mantelatto MC, Póvoa AA, Skinner LF, et al (2020). Marine litter and wood debris as habitat and vector for the range expansion of invasive corals (*Tubastraea* spp.). *Mar Pollut Bull* 160:111659.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111659>
- Mantzavrakos E, Kornaros M, Lyberatos G, Kaspiris P (2007). Impacts of a marine fish farm in Argolikos Gulf (Greece) on the water column and the sediment. *Desalination* 210:110–124.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.05.037>
- Mânzatu C, Nagy B, Ceccarini A, et al (2015). Laboratory tests for the phytoextraction of heavy metals from polluted harbor sediments using aquatic plants. *Mar Pollut Bull* 101:605–611.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.045>
- Marbà N, Santiago R, Díaz-Almela E, et al (2006). Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuar Coast Shelf Sci* 67:475–483.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.034>
- Marengo M, Durieux EDH, Ternengo S, et al (2018). Comparison of elemental composition in two wild and cultured marine fish and potential risks to human health. *Ecotoxicol Environ Saf* 158:204–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.034>
- Martins CIM, Eding EH, Verdegem MCJ, et al (2010). New developments in recirculating aquaculture systems in Europe : A perspective on environmental sustainability. *Aquac Eng* 43:83–93.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.09.002>
- Matsuyama Y, Oda T (2020). Toxic effects of harmful algal blooms on finfish and shellfish. In: *Handbook of Algal Science, Technology and Medicine*. Elsevier, pp 543–560
- Mayerle R, Niederndorfer KR, Fernández Jaramillo JM, Runte KH (2020). Hydrodynamic method for estimating production carrying capacity of coastal finfish cage aquaculture in Southeast Asia. *Aquac Eng* 88:102038. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2019.102038>
- McIntyre DO, Linton TK (2011) Arsenic. In *Fish Physiology*. Academic Press, Volume 31, Part B, pages 297-349.
- Médale F, Le Boucher R, Dupont-Nivet M, et al (2013). Des aliments à base de végétaux pour les poissons d'élevage. *Organ Sci* 26:303–316. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2013.26.4.3159>

Références bibliographiques

- Medina M, Barata C, Telfer T, Baird DJ (2004). Effects of cypermethrin on marine plankton communities: A simulated field study using mesocosms. *Ecotoxicol Environ Saf* 58:236–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.07.001>
- Mei ZP, Saucier FJ, Le Fouest V, et al (2010). Modeling the timing of spring phytoplankton bloom and biological production of the Gulf of St. Lawrence (Canada): Effects of colored dissolved organic matter and temperature. *Cont Shelf Res* 30:2027–2042. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2010.10.003>
- Meinelt T, Kroupova H, Stüber A, et al (2010). Can dissolved aquatic humic substances reduce the toxicity of ammonia and nitrite in recirculating aquaculture systems ? *Aquaculture* 306:378–383. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.06.007>
- Merchel M, Walczowski W (2020). Increases in the temperature and salinity of deep and intermediate waters in the West Spitsbergen Current region in 1997–2016. *Oceanologia* 62:501–510. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2020.08.001>
- Merciai R, Guasch H, Kumar A, et al (2014). Trace metal concentration and fish size: Variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicol Environ Saf* 107:154–161. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2014.05.006>
- Meroni L, Chiantore M, Petrillo M, Asnaghi V (2018). Habitat effects on *Ostreopsis cf. ovata* bloom dynamics. *Harmful Algae* 80:64–71. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.09.006>
- Milla S, Wang N, Mandiki SNM, Kestemont P (2009). Corticosteroids: Friends or foes of teleost fish reproduction? *Comp. Biochem. Physiol. - A Mol. Integr. Physiol.* 153:242–251
- Minganti V, Drava G, Pellegrini R De, Siccardi C (2010). Trace elements in farmed and wild gilthead seabream , *Sparus aurata*. *Mar Pollut Bull* 60:2022–2025. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.023>
- Miniero R, Abate V, Brambilla G, et al (2014). Persistent toxic substances in Mediterranean aquatic species. *Sci Total Environ* 494–495:18–27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.131>
- Mirto S, Bianchelli S, Gambi C, et al (2010). Fish-farm impact on metazoan meiofauna in the Mediterranean Sea : Analysis of regional vs . habitat effects. *Mar Environ Res* 69:38–47. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.07.005>
- Mirto S, Rosa T La, Gambi C, et al (2002). Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environmental Pollution* 116:203–214. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00140-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00140-3).
- Morcillo P, Esteban MA, Cuesta A (2018). Metal detoxification in the marine teleost fish *Sparus aurata* L. and *Dicentrarchus labrax* L. *Mar Pollut Bull* 133:835–840. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.043>
- Mota VC, Martins CIM, Eding EH, et al (2014). Steroids accumulate in the rearing water of commercial recirculating aquaculture systems. *Aquac Eng* 62:9–16. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.07.004>

- Mota VC, Nilsen TO, Gerwins J, et al (2019). The effects of carbon dioxide on growth performance, welfare, and health of Atlantic salmon post-smolt (*Salmo salar*) in recirculating aquaculture systems. *Aquaculture* 498:578–586. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.08.075>
- Moullec F, Velez L, Verley P, et al (2019). Capturing the big picture of Mediterranean marine biodiversity with an end-to-end model of climate and fishing impacts. *Prog Oceanogr* 178:102179. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.102179>
- MPRH 2014. Secteur de la pêche et de l'aquaculture bilan (2012-2014). <http://madrp.gov.dz/dgpa/wp-content/uploads/sites/3/2019/05/Plan-Aquap%C3%AAche-2025-et-Strat%C3%A9gie-2035-1.pdf>
- MPRH 2018. Evaluation finale du projet « Appui à la formulation de la stratégie de la pêche et de l'aquaculture (avec une attention particulière sur la pêche artisanale) 2015-2020 et lancement d'actions prioritaires préparatoires »
[file:///C:/Users/ESPI/Downloads/Evaluation%20Strat%C3%A9gie%20Peche%20finale%20\(12%20Aout\).pdf](file:///C:/Users/ESPI/Downloads/Evaluation%20Strat%C3%A9gie%20Peche%20finale%20(12%20Aout).pdf)
- MPRH (2019). Ministère de la pêche et des ressources halieutiques.
- Muñiz O, Revilla M, Rodríguez JG, et al (2019). Annual cycle of phytoplankton community through the water column: Study applied to the implementation of bivalve offshore aquaculture in the southeastern Bay of Biscay. *Oceanologia* 61:114–130. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2018.08.001>
- Muñoz-Barbosa A, Gutiérrez-Galindo EA, Daesslé LW, et al (2012). Relationship between metal enrichments and a biological adverse effects index in sediments from Todos Santos Bay, northwest coast of Baja California, México. *Mar Pollut Bull* 64:405–409. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.023>
- Murussi CR, Costa MD, Leitemperger JW, et al (2016). Acute exposure to the biopesticide azadirachtin affects parameters in the gills of common carp (*Cyprinus carpio*). *Comp Biochem Physiol Part - C Toxicol Pharmacol* 180:49–55. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2015.12.003>
- Nácher-mestre J, Serrano R, Benedito-palos L, et al (2009). Effects of fish oil replacement and re-feeding on the bioaccumulation of organochlorine compounds in gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) of market size. *Chemosphere* 76:811–817. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.04.046>
- Nakayama N, Hamaguchi M, Yamaguchi H, et al (2020). Evaluation of a virus-based control method to protect cultured oysters from the harmful dinoflagellate *Heterocapsa circularisquama*. *Aquaculture* 529:735625. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735625>
- Natale F, Hofherr J, Fiore G, Virtanen J (2013). Interactions between aquaculture and fisheries. *Mar Policy* 38:205–213. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.037>
- Navarrete-Mier F, Sanz-Lázaro C, Marín A (2010). Does bivalve mollusc polyculture reduce marine fin fish farming environmental impact? *Aquaculture* 306:101–107. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2010.06.013>
- Nerici C, Silva A, Merino G (2012). Effect of two temperatures on ammonia excretion rates of *Seriola lalandi* (*Palm fish*) juveniles under rearing conditions. *Aquac Eng* 46:47–52. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.11.003>

- Neves RAF, Contins M, Nascimento SM (2018). Effects of the toxic benthic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* on fertilization and early development of the sea urchin *Lytechinus variegatus*. *Mar Environ Res* 135:11–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.01.014>
- Nijdam D, Rood T, Westhoek H (2012). The price of protein : Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy* 37:760–770. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.08.002>
- Nimptsch J, Woel S, Osorio S, et al (2015). Tracing dissolved organic matter (DOM) from land-based aquaculture systems in North Patagonian streams. *Science of the Total Environment* 537:129–138. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.160>
- Ninčević Gladan Ž, Matić F, Arapov J, et al (2020). The relationship between toxic phytoplankton species occurrence and environmental and meteorological factors along the Eastern Adriatic coast. *Harmful Algae* 92:101745. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101745>
- Nobre AM, Robertson-andersson D, Neori A, Sankar K (2010). Ecological – economic assessment of aquaculture options : Comparison between abalone monoculture and integrated multi-trophic aquaculture of abalone and seaweeds. *Aquaculture* 306:116–126. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.06.002>
- Nour HE, El-Sorogy AS, Abdel-Wahab M, et al (2018). Assessment of sediment quality using different pollution indicators and statistical analyses, Hurghada area, Red Sea coast, Egypt. *Mar Pollut Bull* 133:808–813. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.046>
- Núñez R, García MÁ, Alonso J, Melgar MJ (2018). Arsenic, cadmium and lead in fresh and processed tuna marketed in Galicia (NW Spain): Risk assessment of dietary exposure. *Sci Total Environ* 627:322–331. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.253>
- Ogunlaja A, Ogunlaja OO, Okewole DM, Morenikeji OA (2019). Risk assessment and source identification of heavy metal contamination by multivariate and hazard index analyses of a pipeline vandalised area in Lagos State , Nigeria. *Sci Total Environ* 651:2943–2952. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.386>
- Ojaveer H, Galil BS, Minchin D, et al (2014). Ten recommendations for advancing the assessment and management of non-indigenous species in marine ecosystems. *Mar Policy* 44:160–165. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.08.019>
- Oladoja NA, Adelagun ROA, Ahmad AL, Ololade IA (2015). Phosphorus recovery from aquaculture wastewater using thermally treated gastropod shell. *Process Saf Environ Prot* 98:296–308. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.09.006>
- Oliva-Teles A, Enes P, Peres H (2015). Replacing fishmeal and fish oil in industrial aquafeeds for carnivorous fish. In: *Feed and Feeding Practices in Aquaculture*. Elsevier, pp 203–233
- Oliveri Conti G, Copat C, Wang Z, et al (2015). Determination of illegal antimicrobials in aquaculture feed and fish: An ELISA study. *Food Control* 50:937–941. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2014.10.050>
- Olsen RL, Hasan MR (2012). A limited supply of fishmeal: Impact on future increases in global aquaculture production. *Trends Food Sci. Technol.* 27:120–128

- ONA (2015). Office National de l'Assainissement. <http://ona-dz.org/>
- Ongeri DMK, Lalah JO, Wandiga SO, et al (2012). Seasonal Variability in Cadmium, Lead, Copper, Zinc and Iron Concentrations in the Three Major Fish Species, *Oreochromis niloticus*, *Lates niloticus* and *Rastrineobola argentea* in Winam Gulf, Lake Victoria: Impact of Wash-Off into the Lake. *Bull Environ Contam Toxicol* 88:166–171. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0472-z>
- ONT (2015). Office National du Tourisme – Algérie.
- Oppedal F, Dempster T, Stien LH (2011). Environmental drivers of Atlantic salmon behaviour in sea-cages: A review. *Aquaculture* 311:1–18. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.11.020>
- ONS (2020). Office National des Statistiques. <https://www.ons.dz/spip.php?rubrique34>.
- Ottinger M, Clauss K, Kuenzer C (2016). Aquaculture : Relevance , distribution , impacts and spatial assessments e A review. *Ocean Coast Manag* 119:244–266. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.10.015>
- Ouali N, Belabed B, Chenchouni H (2018). Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from north African coasts of the Mediterranean Sea. *Sci Total Environ* 639:156–174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.377>
- Pagliara P, Caroppo C (2012). Toxicity assessment of *Amphidinium carterae*, *Coolia cfr. monotis* and *Ostreopsis cfr. ovata* (Dinophyta) isolated from the northern Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Toxicon* 60:1203–1214. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2012.08.005>
- Paiano V, Generoso C, Mandich A, et al (2013). Persistent organic pollutants in sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) in two fish farms in the Mediterranean Sea. *Chemosphere* 93:338–343. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.04.086>
- Palmeri G, Turchini GM, Caprino F, et al (2008). Biometric, nutritional and sensory changes in intensively farmed Murray cod (*Maccullochella peelii peelii*, Mitchell) following different purging times. *Food Chem* 107:1605–1615. <https://doi.org/10.1016/J.FOODCHEM.2007.09.079>
- Papageorgiou N, Kalantzi I, Karakassis I (2010). Effects of fish farming on the biological and geochemical properties of muddy and sandy sediments in the Mediterranean Sea. *Mar Environ Res* 69:326–336. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.12.007>
- Pasqueron de Fommervault O, Migon C, D'Ortenzio F, et al (2015). Temporal variability of nutrient concentrations in the northwestern Mediterranean sea (DYFAMED time-series station). *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 100:1–12
- Paudel SR, Choi O, Khanal SK, et al (2015). Effects of temperature on nitrous oxide (N₂O) emission from intensive aquaculture system. *Sci Total Environ* 518–519:16–23. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.076>
- Pavaux AS, Ternon E, Dufour L, et al (2020). Efficient, fast and inexpensive bioassay to monitor benthic microalgae toxicity: Application to *Ostreopsis* species. *Aquat Toxicol* 223:105485. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105485>

Références bibliographiques

- Pavaux AS, Julie R, Laurence GG, et al (2019). Effects of the toxic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* on survival, feeding and reproduction of a phytal harpacticoid copepod. *J Exp Mar Bio Ecol* 516:103–113. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.05.004>
- Pelin M, Sosa S, Brovedani V, et al (2018). A Novel Sensitive Cell-Based Immunoenzymatic Assay for Palytoxin Quantitation in Mussels. *Toxins (Basel)* 10:329. <https://doi.org/10.3390/toxins10080329>
- Pelin M, Zanette C, De Bortoli M, et al (2011). Effects of the marine toxin palytoxin on human skin keratinocytes: Role of ionic imbalance. *Toxicology* 282:30–38. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2011.01.010>
- Pereira AMPT, Silva LJG, Meisel LM, et al (2015). Environmental impact of pharmaceuticals from Portuguese wastewaters : geographical and seasonal occurrence , removal and risk assessment. *Environmental Research* 136:108–119. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.09.041>
- Pereira JC, Abrantes I, Martins I, et al (2011). Ecological and morphological features of *Amyloodinium ocellatum* occurrences in cultivated gilthead seabream *Sparus aurata* L.; A case study. *Aquaculture* 310:289–297. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.11.011>
- Pérez M, García T, Invers O, Ruiz JM (2008). Physiological responses of the seagrass *Posidonia oceanica* as indicators of fish farm impact. *Mar Pollut Bull* 56:869–879. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.02.001>
- Perugini M, Manera M, Tavoloni T, et al (2013). Temporal trends of PCBs in feed and dietary influence in farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Food chemistry* 141:2321–2327. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.05.062>
- Pietsch C (2020). Risk assessment for mycotoxin contamination in fish feeds in Europe. *Mycotoxin Res* 36:41–62. <https://doi.org/10.1007/s12550-019-00368-6>
- Plessl C, Gilbert BM, Sigmund MF, et al (2019). Mercury, silver, selenium and other trace elements in three cyprinid fish species from the Vaal Dam, South Africa, including implications for fish consumers. *Sci Total Environ* 659:1158–1167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.442>
- PNUE/ PAM: Etat de l'environnement marin et côtier de la Méditerranée, PNUE/PAM - Convention de Barcelone, Athènes, 2012 https://planbleu.org/sites/default/files/publications/sommcer_fre.pdf
- Piccolotti F (2014). Pisciculture en cage à petite échelle, guide pratique. Organisation des nations-unies pour l'alimentation et l'agriculture. Programme SmartFish, Île Maurice, Mars 2014, pp 70.
- Poole K (2017). At the Nexus of Antibiotics and Metals: The Impact of Cu and Zn on Antibiotic Activity and Resistance. *Trends Microbiol* 25:820–832. <https://doi.org/10.1016/J.TIM.2017.04.010>
- Pourabadehei M, Mulligan CN (2016). Resuspension of sediment , a new approach for remediation of contaminated sediment . *Environ Pollut* 213:63–75. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.082>
- Prato E, Biandolino F (2015). The Contribution of Fish to the Mediterranean Diet. In: *The Mediterranean Diet: An Evidence-Based Approach*. Elsevier Inc., pp 165–174

- Psoma AK, Pasias IN, Rousis NI, et al (2014). Development, validation and accreditation of a method for the determination of Pb, Cd, Cu and As in seafood and fish feed samples. *Food Chem* 151:72–78. <https://doi.org/10.1016/J.FOODCHEM.2013.11.045>
- Puhr K, Pikelj K (2012). The effect of in situ shading on a *Posidonia oceanica* meadow situated within a fish farm induced moderately nutrient enriched environment. *Mar Pollut Bull* 64:1537–1548. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.022>
- Qiao L, Chang Z, Li J, Chen Z (2020). Phytoplankton community succession in relation to water quality changes in the indoor industrial aquaculture system for *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture* 527:735441. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735441>
- Qiu YW (2015) Bioaccumulation of heavy metals both in wild and mariculture food chains in Daya Bay, South China. *Estuar Coast Shelf Sci* 163:7–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.036>
- Randall DJ, Tsui TKN (2002) Ammonia toxicity in fish. *Mar pollu bull* 45:17–23. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00227-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00227-8).
- Rasmussen RR, Søndergaard AB, Bøknæs N, et al (2017). Effects of industrial processing on essential elements and regulated and emerging contaminant levels in seafood. *Food Chem Toxicol* 104:85–94. <https://doi.org/10.1016/J.FCT.2017.02.008>
- Read P, Fernandes T (2003). Management of environmental impacts of marine aquaculture in Europe. *Aquaculture* 226:139–163. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00474-5](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00474-5)
- Rejeki S, Ariyati RW, Widowati LL, Bosma RH (2018). The effect of three cultivation methods and two seedling types on growth, agar content and gel strength of *Gracilaria verrucosa*. *Egypt J Aquat Res* 44:65–70. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.01.001>
- Renieri EA, Safenkova I V., Alegakis A, et al (2019). Cadmium, lead and mercury in muscle tissue of gilthead seabream and seabass: Risk evaluation for consumers. *Food Chem Toxicol* 124:439–449. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.12.020>
- Réveillac E, Lacoue-Labarthe T, Oberhänsli F, et al (2015). Ocean acidification reshapes the otolith-body allometry of growth in juvenile sea bream. *J Exp Mar Bio Ecol* 463:87–94. <https://doi.org/10.1016/J.JEMBE.2014.11.007>
- Richards RG, Davidson AT, Meynecke JO, et al (2015). Effects and mitigations of ocean acidification on wild and aquaculture scallop and prawn fisheries in Queensland, Australia. *Fish. Res.* 161:42–56
- Rico A, Minh T, Satapornvanit K, et al (2013). Use of veterinary medicines , feed additives and probiotics in four major internationally traded aquaculture species farmed in Asia. *Aquaculture* 412–413:231–243. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.07.028>
- Riera R, Pérez Ó, Cromey C, et al (2017). MACAROMOD: A tool to model particulate waste dispersion and benthic impact from offshore sea-cage aquaculture in the Macaronesian region. *Ecol Modell* 361:122–134. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2017.08.006>
- Rigos G, Nengas I, Alexis M, Troisi GM (2004). Potential drug (oxytetracycline and oxolinic acid) pollution from Mediterranean sparid fish farms. *Aquatic Toxicology* 69:281–288. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.05.009>

- Rimoldi S, Terova G, Brambilla F, et al (2009). Molecular characterization and expression analysis of Na⁺/H⁺ exchanger (NHE)-1 and c-Fos genes in sea bass (*Dicentrarchus labrax*, L) exposed to acute and chronic hypercapnia. *J Exp Mar Bio Ecol* 375:32–40. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.05.002>
- Rodde C, Chatain B, Vandeputte M, et al (2020). Can individual feed conversion ratio at commercial size be predicted from juvenile performance in individually reared Nile tilapia *Oreochromis niloticus*? *Aquac Reports* 17:100349. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100349>
- Rudolph A, Medina P, Urrutia C, Ahumada R (2009). Ecotoxicological sediment evaluations in marine aquaculture areas of Chile. *Environ Monit Assess* 155, 419–429. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0444-x>
- Ruhí A, Acuña V, Barceló D, et al (2016). Bioaccumulation and trophic magnification of pharmaceuticals and endocrine disruptors in a Mediterranean river food web. *540:250–259*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.009>
- Ruiz JM, Pérez M, Romero J (2001). Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Mar Pollut Bull* 42:749–760. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00215-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00215-0)
- Russell M, Robinson CD, Walsham P, et al (2011) Persistent organic pollutants and trace metals in sediments close to Scottish marine fish farms. *Aquaculture* 319:262–271. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.06.030>
- Sacchi Jacques (2011). Analyse des activités économiques en Méditerranée : secteurs pêche – aquaculture. Plan Bleu, Valbonne.
- Samocha TM, Prangnell DI, Castro LF (2019). Site selection and production system requirements. In: *Sustainable Biofloc Systems for Marine Shrimp*. Elsevier, pp 59–117
- Samuel-fitwi B, Meyer S, Reckmann K, Schroeder JP (2013). Aspiring for environmentally conscious aquafeed : comparative LCA of aquafeed manufacturing using different protein sources. *J Clean Prod* 52:225–233. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.02.031>
- Sánchez-Muros MJ, Sánchez B, Barroso FG, et al (2017). Effects of rearing conditions on behavioural responses, social kinetics and physiological parameters in gilthead sea bream *Sparus aurata*. *Appl Anim Behav Sci* 197:120–128. <https://doi.org/10.1016/J.APPLANIM.2017.08.004>
- Sanz-lázaro C, Dolores M, Marín-guirao L, et al (2011). Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maërl beds derived from fish farming in the Mediterranean. *Mar Environ Res* 71:22–30. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.09.005>
- Sarà G (2007). Ecological effects of aquaculture on living and non-living suspended fractions of the water column : A meta-analysis. *Water Research* 41:3187–3200. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.013>
- Saviolo Osti JA, do Carmo CF, Silva Cerqueira MA, et al (2020). Nitrogen and phosphorus removal from fish farming effluents using artificial floating islands colonized by *Eichhornia crassipes*. *Aquac Reports* 17:100324. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100324>

- Scalco E, Brunet C, Marino F, et al (2012). Growth and toxicity responses of Mediterranean *Ostreopsis cf. ovata* to seasonal irradiance and temperature conditions. *Harmful Algae* 17:25–34. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.02.008>
- Seo JS, Haque MN, Nam SE, et al (2020). Inorganic nitrogen compounds reduce immunity and induce oxidative stress in red seabream. *Fish Shellfish Immunol* 104:237–244. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2020.05.072>
- Serrano R, Barreda M, Blanes MA (2008). Investigating the presence of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in wild and farmed gilthead sea bream (*Sparus aurata*) from the Western Mediterranean sea. 56:963–972. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.01.014>
- Serrano R, Blanes MA, López FJ (2007). Biomagnification of organochlorine pollutants in farmed and wild gilthead sea bream (*Sparus aurata*) and stable isotope characterization of the trophic chains. *Sci tot envi* 9:0–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.09.020>
- Shih Y, Chou CL, Chiau W (2009). Geographic information system applied to measuring benthic environmental impact with chemical measures on mariculture at Penghu Islet in Taiwan. *Sci Total Environ* 407:1824–1833. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.064>
- Shin PKS, Lam WKC (2001). Development of a marine sediment pollution index. *Environ Pollut* 113:281–291. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00192-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00192-5)
- Sidi Mohammed Ryad C (2018). Le secteur de la pêche maritime en Algérie : enjeux et réalités. *Rev des etudes Econ pprofondies (REECAP)* 7, 81-111
- Silva C, Yáñez E, Martín-díaz ML, Delvalls TA (2012). Assessing a bioremediation strategy in a shallow coastal system affected by a fish farm culture – Application of GIS and shellfish dynamic models in the Rio San Pedro, SW Spain. *Mar Pollut Bull* 64:751–765. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.019>
- Silva YJ, Costa L, Pereira C, et al (2013). Influence of environmental variables in the efficiency of phage therapy in aquaculture. *Microbial biotech* 7(5), 401–413. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12090>
- Sinha AK, Rasoloniriana R, Dasan AF, et al (2015a). Interactive effect of high environmental ammonia and nutritional status on ecophysiological performance of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) acclimated to reduced seawater salinities. *Aquat Toxicol* 160:39–56. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.01.005>
- Sinha AK, Zinta G, Abdelgawad H, et al (2015b). High environmental ammonia elicits differential oxidative stress and antioxidant responses in five different organs of a model estuarine teleost (*Dicentrarchus labrax*). *Comp Biochem Physiol Part - C Toxicol Pharmacol* 174–175:21–31. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2015.06.002>
- Sinha AK, Rasoloniriana R, Dasan AF, et al (2020). Interactive effect of high environmental ammonia and nutritional status on ecophysiological performance of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) acclimated to reduced seawater salinities. *Aquat Toxicol* 160:39–56. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.01.005>

- Skov PV (2019). CO₂ in aquaculture. In Fish Physiology. Academic Press, Volume 37, pages 287-321. <https://doi.org/10.1016/BS.FP.2019.07.004>
- Solstorm D, Oldham T, Solstorm F, et al (2018). Dissolved oxygen variability in a commercial sea-cage exposes farmed Atlantic salmon to growth limiting conditions. *Aquaculture* 486:122–129. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.12.008>
- Song H, Liu J, Yin P, Zhang Y (2017). Distribution, enrichment and source of heavy metals in Rizhao offshore area, southeast Shandong Province. *Mar Pollut Bull* 119:175–180. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.017>
- Song H, Wignall PB, Song H, et al (2019). Seawater temperature and dissolved oxygen over the past 500 million years. *J Earth Sci* 30:236–243. <https://doi.org/10.1007/s12583-018-1002-2>
- Sørensen S, Lund KH, Cederberg TL, Ballin NZ (2016). Identification of Baltic Sea salmon based on PCB and dioxin profiles. *Food Control* 61:165–171. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2015.09.044>
- Soro G, Metongo BS, Soro N, et al (2009). Métaux lourds (Cu, Cr, Mn et Zn) dans les sédiments de surface d'une lagune tropicale africaine : cas de la lagune Ebrie (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 3:1408–1427. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v3i6.53161>
- Squadrone S, Brizio P, Stella C, et al (2016). Presence of trace metals in aquaculture marine ecosystems of the northwestern Mediterranean Sea (Italy). *Environ Pollut* 215:77–83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.096>
- Srivastava S, Sinha R, Roy D (2004). Toxicological effects of malachite green. *Aquat. Toxicol.* 66:319–329
- Steinberg K, Zimmermann J, Stiller KT, et al (2017). The effect of carbon dioxide on growth and energy metabolism in pikeperch (*Sander lucioperca*). *Aquaculture* 481:162–168. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.09.003>
- Suaria G, Aliani S (2014). Floating debris in the Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull* 86:494–504. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.025>
- Sutherland RA (2003). Lead in grain size fractions of road-deposited sediment. *Environ Pollut* 121:229–237. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00219-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00219-1)
- Sutherland TF, Petersen SA, Levings CD, Martin AJ (2007). Distinguishing between natural and aquaculture-derived sediment concentrations of heavy metals in the Broughton Archipelago, British Columbia. *Mar Pollut Bull* 54:1451–1460. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.010>
- TAET, Magarin B, Romalde L (2005). A review of the main bacterial fish diseases in mariculture systems. *Aquaculture* 246:37–61. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.01.002>
- Tacon AGJ, De Silva SS (1997). Feed preparation and feed management strategies within semi-intensive fish farming systems in the tropics. In: *Aquaculture*. Elsevier, pp 379–404
- Tacon, A.G.J. and Hasan, M.R.(2007). Global synthesis of feeds and nutrients for sustainable aquaculture development. In M.R. Hasan, T. Hecht, S.S. De Silva and A.G.J. Tacon (eds). *Study and*

analysis of feeds and fertilizers for sustainable aquaculture development. FAO Fisheries Technical Paper. No. 497. Rome, FAO. pp. 3–1

Tacon, A.G.J. et Halwart, M (2009). Aquaculture en cage: aperçu mondial. In M. Halwart, D. Soto et J.R. Arthur (éds). Aquaculture en cage – Études régionales et aperçu mondial. FAO Document technique sur les pêches. No. 498. Rome, FAO. 2009. pp. 1–17

Tacon, A.G.J., Hasan, M.R., Allan, G., El-Sayed, A.-F., Jackson, A., Kaushik, S.J., Ng, W.-K., Suresh, V. & Viana, M.T (2012). Aquaculture feeds: addressing the longterm sustainability of the sector. In R.P. Subasinghe, J.R. Arthur, D.M. Bartley, S.S. De Silva, M. Halwart, N. Hishamunda, C.V. Mohan & P. Sorgeloos, eds. Farming the Waters for People and Food. Proceedings of the Global Conference on Aquaculture 2010, Phuket, Thailand. 22–25 September 2010. pp. 193–231. FAO, Rome and NACA, Bangkok

Tapia J, Vargas-chacoff L, Bertrán C, et al (2012). Heavy metals in the liver and muscle of *Micropogonias manni* fish from Budi Lake , Araucania Region , Chile : potential risk for humans. *Environ Monit Assess* 184, 3141–3151. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2178-4>

Taranger GL, Muncaster S, Norberg B, et al (2015). General and comparative endocrinology environmental impacts on the gonadotropic system in female Atlantic salmon (*Salmo salar*) during vitellogenesis : Photothermal effects on pituitary gonadotropins , ovarian gonadotropin receptor expression , plasma se. *Gen Comp Endocrinol* 221:86–93. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2015.02.008>

Tayeb A, Chellali MR, Hamou A, Debbah S (2015). Impact of urban and industrial effluents on the coastal marine environment in Oran , Algeria. *Mar Pollut Bull* 98:281–288. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.013>

Tedesco P, Fioravanti ML, Galuppi R (2018). In vitro activity of chemicals and commercial products against *Saprolegnia parasitica* and *Saprolegnia delica* strains. *J Fish Dis* 42:jfd.12923. <https://doi.org/10.1111/jfd.12923>

Ternon E, Pavaux AS, Marro S, et al (2018). Allelopathic interactions between the benthic toxic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* and a co-occurring diatom. *Harmful Algae* 75:35–44. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.04.003>

Tester PA, Litaker RW, Berdalet E (2020). Climate change and harmful benthic microalgae. *Harmful Algae* 91:101655. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101655>

Tibiriçá CEJA, Leite IP, Batista TV V., et al (2019). *Ostreopsis cf. ovata* Bloom in Currais, Brazil: Phylogeny, Toxin Profile and Contamination of Mussels and Marine Plastic Litter. *Toxins (Basel)* 11:446. <https://doi.org/10.3390/toxins11080446>

Tirsgaard B, Moran D, Steffensen JF (2015). Prolonged SDA and reduced digestive efficiency under elevated CO₂ may explain reduced growth in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquat Toxicol* 158:171–180. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.11.009>

Tomassetti P, Arechavala-lopez P, Borg JA, Segvi T (2015). Aggregations of wild Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus* L.) at Mediterranean offshore fish farm sites : Environmental and management considerations . *Fisheries Research* 164:178–184. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.11.011>

- Tomassetti P, Gennaro P, Lattanzi L, et al (2016). Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms : Case studies. *Aquaculture* 450:262–272. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.07.019>
- Touch N, Hibino T, Takata H, Yamaji S (2017). Loss on Ignition-Based Indices for Evaluating Organic Matter Characteristics of Littoral Sediments. *Pedosphere* 27:978–984. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60487-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60487-9)
- Tovar A, Moreno C, Manuel-Vez MP, García-Vargas M (2000). Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Water Res* 34:334–342. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00102-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00102-5)
- Troell M, Joyce A, Chopin T, et al (2009). Ecological engineering in aquaculture — Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. *Aquaculture* 297:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.09.010>
- Tsuda Y, Sakamoto W, Yamamoto S, Murata O (2012). Effect of environmental fluctuations on mortality of juvenile Pacific blue fin tuna, *Thunnus orientalis*, in closed life-cycle aquaculture. *Aquaculture* 333:142–147. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.12.008>
- Turekian Kk, Wedepohl Kh (1961). Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. *GSA Bull* 72:175–192. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72\[175: DOTEIS\] 2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175: DOTEIS] 2.0.CO;2)
- Uddin H, Amin AKMR, Haque M, et al (2016). Impacts of organophosphate pesticide, sumithion on water quality and benthic invertebrates in aquaculture ponds. *Aquaculture* 3:88–92. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2016.01.002>
- Unger J, Brinker A (2013). Floating feces: A new approach for efficient removal of solids in aquacultural management. *Aquaculture* 404–405:85–94. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.04.015>
- Vaillancourt RD, Lance VP, Marra JF (2018). Phytoplankton chemotaxonomy within contiguous optical layers across the western North Atlantic Ocean and its relationship to environmental parameters. *Deep Res Part I Oceanogr Res Pap* 139:14–26. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.05.007>
- Välitalo P, Kruglova A, Mikola A, Vahala R (2017). Toxicological impacts of antibiotics on aquatic micro-organisms: A mini-review. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 220:558–569
- Vargas-chacoff L, Arjona FJ, Polakof S, et al (2009). Comparative Biochemistry and Physiology, Part A Interactive effects of environmental salinity and temperature on metabolic responses of gilthead sea bream *Sparus aurata*. *Comp Biochem Physiol Part A* 154:417–424. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2009.07.015>
- Varol M, Sünbül MR (2018). Multiple approaches to assess human health risks from carcinogenic and non-carcinogenic metals via consumption of five fish species from a large reservoir in Turkey. *Sci Total Environ* 633:684–694. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.218>
- Vasconi M, Lopez A, Galimberti C, et al (2019). Authentication of farmed and wild European eel (*Anguilla anguilla*) by fatty acid profile and carbon and nitrogen isotopic analyses. *Food Control* 102:112–121. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2019.03.004>

- Vassalli M, Penna A, Sbrana F, et al (2018). Intercalibration of counting methods for *Ostreopsis* spp. blooms in the Mediterranean Sea. *Ecol Indic* 85:1092–1100.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.063>
- Velusamy K, Krishnani KK (2013). Heterotrophic nitrifying and oxygen tolerant denitrifying bacteria from greenwater system of coastal aquaculture. *Appl Biochem Biotechnol* 169:1978–1992.
<https://doi.org/10.1007/s12010-013-0109-2>
- Vezzulli L, Moreno M, Marin V, et al (2008). Organic waste impact of capture-based Atlantic bluefin tuna aquaculture at an exposed site in the Mediterranean Sea. *Estu, Coast Shelf Sci* 78: 369-384.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.01.002>
- Vidyarathna NK, Granéli E (2013). Physiological responses of *Ostreopsis ovata* to changes in N and P availability and temperature increase. *Harmful Algae* 21–22:54–63.
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.11.006>
- Vila M, Abós-Herràndiz R, Isern-Fontanet J, et al (2016). Establishing the link between *Ostreopsis cf. Ovata* blooms and human health impacts using ecology and epidemiology. *Sci Mar* 80:107–115.
<https://doi.org/10.3989/scimar.04395.08A>
- Visciano P, Perugini M, Conte F, Amorena M (2008). Polycyclic aromatic hydrocarbons in farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) processed by traditional flue gas smoking and by liquid smoke flavourings. 46:1409–1413. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2008.01.001>
- Wang J, Xiao J, Zhang J, et al (2020). Effects of dietary Cu and Zn on the accumulation, oxidative stress and the expressions of immune-related genes in the livers of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Fish Shellfish Immunol* 100:198–207. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2020.03.012>
- Wang X, Wang WX (2016). Homeostatic regulation of copper in a marine fish simulated by a physiologically based pharmacokinetic model. *Environ Pollut* 218:1245–1254.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.080>
- Wiefels R (2014). L'industrie de la Pêche et de l'Aquaculture en Algérie. Projet ALG/14/001/01/34.Projet d'Appui à la Formulation de la Stratégie Nationale de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (2015 -2020).
<https://www.infopesca.org/sites/default/files/complemento/actividadesrecientes/adjuntos/1332/Informe%20sobre%20la%20Industria%20Pesquera%20y%20Acuicola%20de%20Argelia.pdf>
- Williamson TR, Tilley DR, Campbell E (2015). Emergy analysis to evaluate the sustainability of two oyster aquaculture systems in the Chesapeake Bay. *Ecol Eng* 85:103–120.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.052>
- Wood P, Alexis A, Reynolds T, Blohm E (2018). Aerosolized palytoxin toxicity during home marine aquarium maintenance. *Toxicol Commun* 2:49–52. <https://doi.org/10.1080/24734306.2018.1480994>
- Wu S, Hu Z, Hu T, et al (2018). Annual methane and nitrous oxide emissions from rice paddies and inland fish aquaculture wetlands in southeast China. *Atmos Environ* 175:135–144.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.12.008>

- Xia B, Guo P, Lei Y, et al (2016). Investigating speciation and toxicity of heavy metals in anoxic marine sediments — a case study from a mariculture bay in Southern China. 665–676. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1267-3>
- Xie B, Qin J, Yang H, et al (2013). Organic aquaculture in China : A review from a global perspective. *Aquaculture* 414–415:243–253. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.08.019>
- Yang P, Bastviken D, Lai DYF, et al (2017). Effects of coastal marsh conversion to shrimp aquaculture ponds on CH₄ and N₂O emissions. *Estuar Coast Shelf Sci* 199:125–131. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.023>
- Yang P, He Q, Huang J, Tong C (2015). Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China. *Atmos Environ* 115:269–277. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.067>
- Yang P, Yang H, Lai DYF, et al (2020a). Large contribution of non-aquaculture period fluxes to the annual N₂O emissions from aquaculture ponds in Southeast China. *J Hydrol* 582:124550. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124550>
- Yang P, Zhang Y, Lai DYF, et al (2018) Fluxes of carbon dioxide and methane across the water–atmosphere interface of aquaculture shrimp ponds in two subtropical estuaries: The effect of temperature, substrate, salinity and nitrate. *Sci Total Environ* 635:1025–1035. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.102>
- Yang W, Zhu J, Zheng C, et al (2020) Succession of phytoplankton community during intensive shrimp (*Litopenaeus vannamei*) cultivation and its effects on cultivation systems. *Aquaculture* 520:734733. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734733>
- Yigit M, Dwyer R, Celikkol B, et al (2018). Human exposure to trace elements via farmed and cage aggregated wild Axillary seabream (*Pagellus acarne*) in a copper alloy cage site in the Northern Aegean Sea. *J Trace Elem Med Biol* 50:356–361. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.07.020>
- Yohannes YB, Ikenaka Y, Nakayama SMM, et al (2013). Organochlorine pesticides and heavy metals in fish from Lake Awassa, Ethiopia: Insights from stable isotope analysis. *Chemosphere* 91:857–863. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.047>
- Yoo J, Lee TW, Choi KH (2019). Comparison of juvenile growth of wild and hatchery-raised olive flounders *Paralichthys olivaceus* as examined by otolith microstructure. *Aquac Fish* 5:52–57. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2019.05.005>
- Yossa R, Verdegem M (2015). Misuse of multiple comparison tests and underuse of contrast procedures in aquaculture publications. *Aquaculture* 437:344–350. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.12.023>
- Yoza BA, Harada RM, Li QX, Masutani SM (2007). Impact of mariculture on microbial diversity in sediments near open ocean farming of *Polydactylus sexfilis*. *Ecol Indic* 7:108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.11.001>
- Zaaboub N, Martins MVA, Dhib A, et al (2015). Accumulation of trace metals in sediments in a Mediterranean Lagoon: Usefulness of metal sediment fractionation and elutriate toxicity assessment. *Environ Pollut* 207:226–237. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.033>

Références bibliographiques

- Zainal K (2016) Aspects on respiratory physiology of cultured Sea bream, *Sparidentex hasta* (Valenciennes 1830), Kingdom of Bahrain. J Assoc Arab Univ Basic Appl Sci 20:1–7. <https://doi.org/10.1016/j.jaubas.2015.06.001>
- Zang C, Huang S, Wu M, et al (2011). Comparison of relationships between pH, dissolved oxygen and chlorophyll a for aquaculture and non-aquaculture waters. Water. Air. Soil Pollut. 219:157–174
- Zhang J, Yang X, Kuang D, et al (2015). International Journal of Food Microbiology Prevalence of antimicrobial resistance of non-typhoidal *Salmonella serovars* in retail aquaculture products. Int J Food Microbiol 210:47–52. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2015.04.019>
- Zhang L, Shi Z, Jiang Z, et al (2015). Distribution and bioaccumulation of heavy metals in marine organisms in east and west Guangdong coastal regions, South China. Mar pollu bull 101:930–937. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.041>
- Zhang Z, Juying L, Mamat Z, Qingfu Y (2016). Identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River , Northwest China. Ecotoxicol Environ Saf 126:94–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.025>
- Zhaohui W, Jiangang Z, Yujuan Z, Yu CAO (2009). Phytoplankton community structure and environmental parameters in aquaculture areas of Daya Bay , South China Sea. J Environ Sci 21:1268–1275. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62414-6](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62414-6)
- Zhou J, Zhang BY, Yu K, et al (2020). Functional profiles of phycospheric microorganisms during a marine dinoflagellate bloom. Water Res 173:. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115554>
- Zhu X, Zhang R, Liu S, et al (2017). Seasonal distribution of dissolved iron in the surface water of Sanggou Bay, a typical aquaculture area in China. Mar Chem 189:1–9. <https://doi.org/10.1016/J.MARCHEM.2016.12.004>
- Zhulay I, Reiss K, Reiss H (2015). Effects of aquaculture fallowing on the recovery of macrofauna communities. Mar Pollut Bull 97:381–390. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.064>
- Zingone A, Escalera L, Aligizaki K, et al (2020). Toxic marine microalgae and noxious blooms in the Mediterranean Sea: A contribution to the Global HAB Status Report. Harmful Algae 101843. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101843>
- Zonta R, Cassin D, Pini R, Dominik J (2019). Assessment of heavy metal and As contamination in the surface sediments of Po delta lagoons (Italy). Estuar Coast Shelf Sci 225:106235. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2019.05.017>
- Zuccato E, Castiglioni S, Bagnati R, et al (2010). Source, occurrence and fate of antibiotics in the Italian aquatic environment. J Hazard Mater 179:1042–1048. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.110>

Sites

www.Skretting.fr.2017

ANNEXE I

La spectroscopie d'absorption atomique (SAA) est une technique décrite pour la 1ère fois par Walsh en 1955. Elle fournit un puissant instrument analytique quantitatif.

Principe de la Spectroscopie d'absorption atomique

L'absorption atomique est un processus qui se produit lorsqu'un atome appartenant à l'état fondamental passe à l'état excité par l'absorption d'une énergie, sous la forme d'un rayonnement électromagnétique, qui correspond à une longueur d'onde spécifique.

Pour un atome à l'état libre, le passage de l'état fondamental à l'état excité est conditionné à la fourniture d'un quantum d'énergie correspondant à la différence d'énergie entre le niveau excité « E_n » et le niveau fondamental « E_0 ».

En spectrométrie d'absorption atomique (SAA) on utilise un générateur de photons dont la fréquence correspond à l'élément à doser. Une population d'atomes, générée par un atomiseur à partir de l'échantillon, est éclairée par ce rayonnement lumineux de longueur d'onde donnée. Les atomes absorbent cette énergie incidente pour passer du niveau fondamental au niveau énergétique excité et le nombre de photons absorbés dans ce rayonnement incident peut être relié à la concentration par relation : $A = KC$

A= absorbance, C= concentration de l'élément considéré dans la solution à analyser, K= coefficient spécifique à chaque élément.

On peut déterminer les concentrations des échantillons en comparant les quantités de rayonnement absorbé par ces derniers avec la quantité de radiation absorbé par les standards. La Lecture de l'instrument peut être calibrée de façon à afficher les concentrations de l'échantillon directement (Pradyt, 2004).

Appareillage

Les instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique comportent quatre parties principales: • Le faisceau lumineux issu de la source (1) • la chambre d'absorption (flamme ou four) (2) dans laquelle l'élément se trouve porté à l'état atomique. • Monochromateur (3) qui sélectionne un intervalle très étroit de longueurs d'onde. • Détecteur (4).

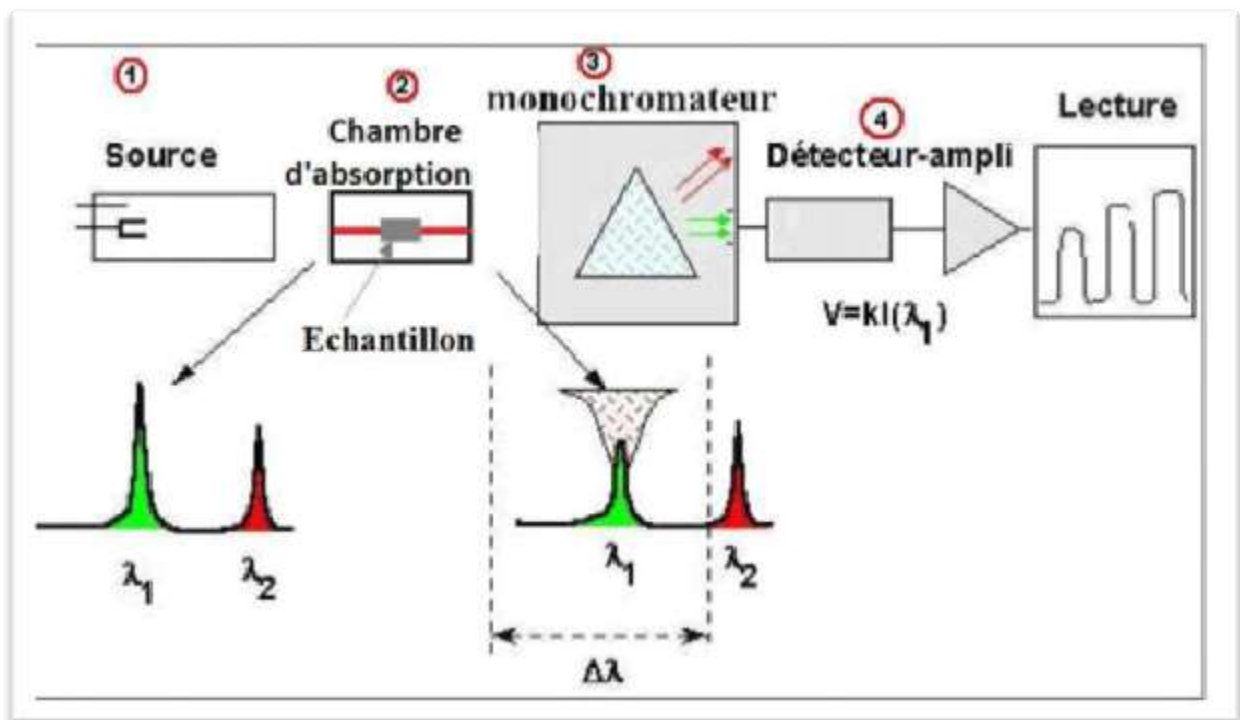


Figure.A1. Les instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique.

Principe de l'analyse

- Minéralisation de l'échantillon.
- Injection de l'échantillon dans le spectromètre d'absorption atomique équipé d'un système d'atomisation par flamme ou par four à graphite
- Mesure de l'absorbance à une longueur d'onde spécifique de l'élément à doser
- Correction du bruit de fond par une lampe au deutérium.

Avantages et limitations

La SAA est une méthode quantitative simple, rapide, sensible, très sélective et relative (il faut donc faire une courbe d'étalonnage). Elle nécessite une faible quantité d'échantillon. Les solutions étalons sont faciles à préparer. Cependant, on peut noter un certain nombre de limites :

- Pour des raisons technologiques, certains éléments ne peuvent être analysés.
- L'existence parfois d'interférences chimiques sévères.
- L'aspect non qualitatif de la technique impose la connaissance des éléments à doser afin de choisir la source adaptée.
- Ne permet pas l'analyse simultanée d'éléments.
- Nécessité d'avoir des concentrations assez faibles (afin de respecter le domaine de linéarité de la loi de Beer-Lambert).

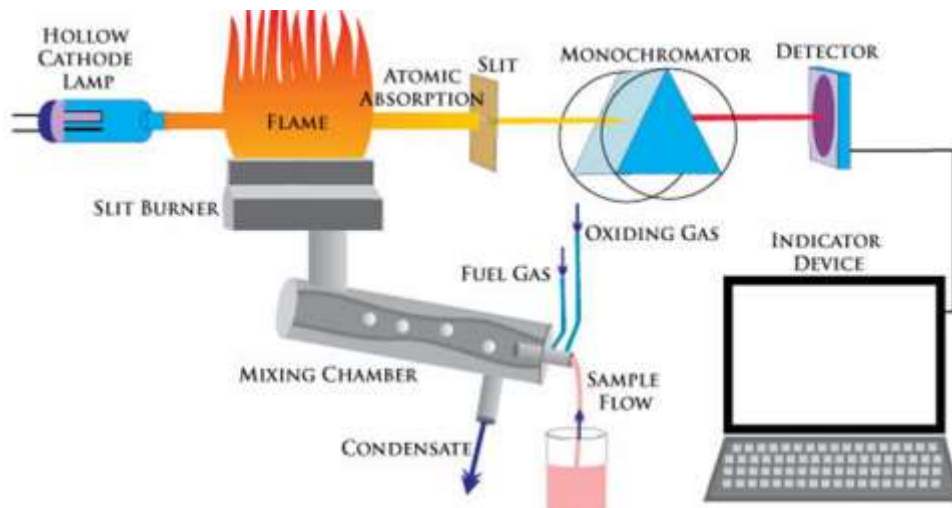


Figure.A2. Schéma d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de flamme.

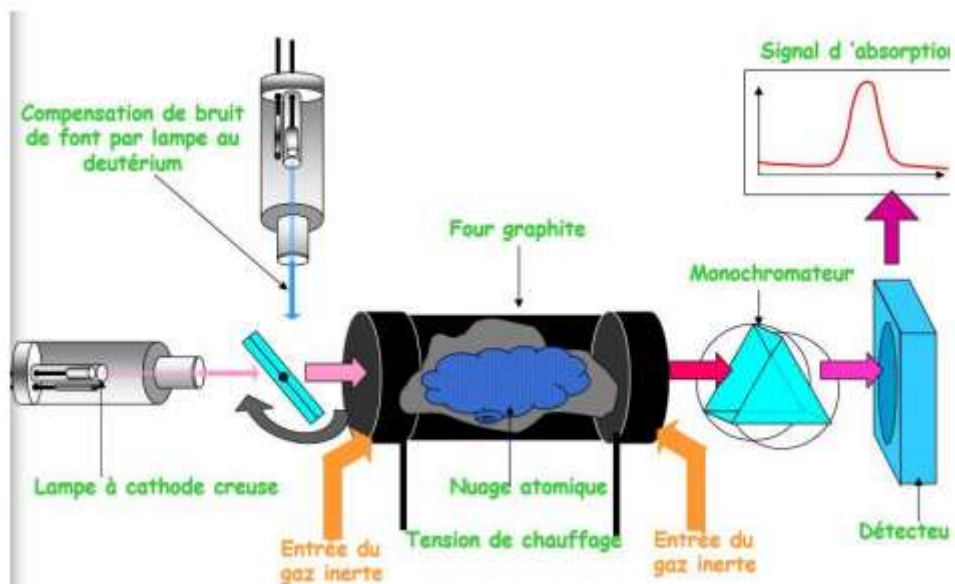


Figure.A3. Schéma d'un spectrophotomètre d'absorption atomique avec four en graphite.

Tableau A.1. Les éléments analysés avec les longueurs d'onde.

Eléments	Longueur d'onde	Type SAA
Cadmium	228,8 nm	Four graphite
Cuivre	324,8 nm	Four graphite
Fer	248,3 nm	A la flamme
Plomb	283,3 nm	Four graphite
Zinc	213,9 nm	A la flamme

ANNEXE II

Eau régale= HNO_3 (1:3) + HCl (2:3).

Une dilution au dixième dans l'eau déminéralisée a été tout d'abord étudiée. Le minéralisat est repris par rinçages successifs avec de l'eau ultra – pure, puis filtré sur une membrane de $0,45\mu\text{m}$ et complété jusqu'à un volume de 50 ml.

Détermination de la matière organique totale (MOT) :

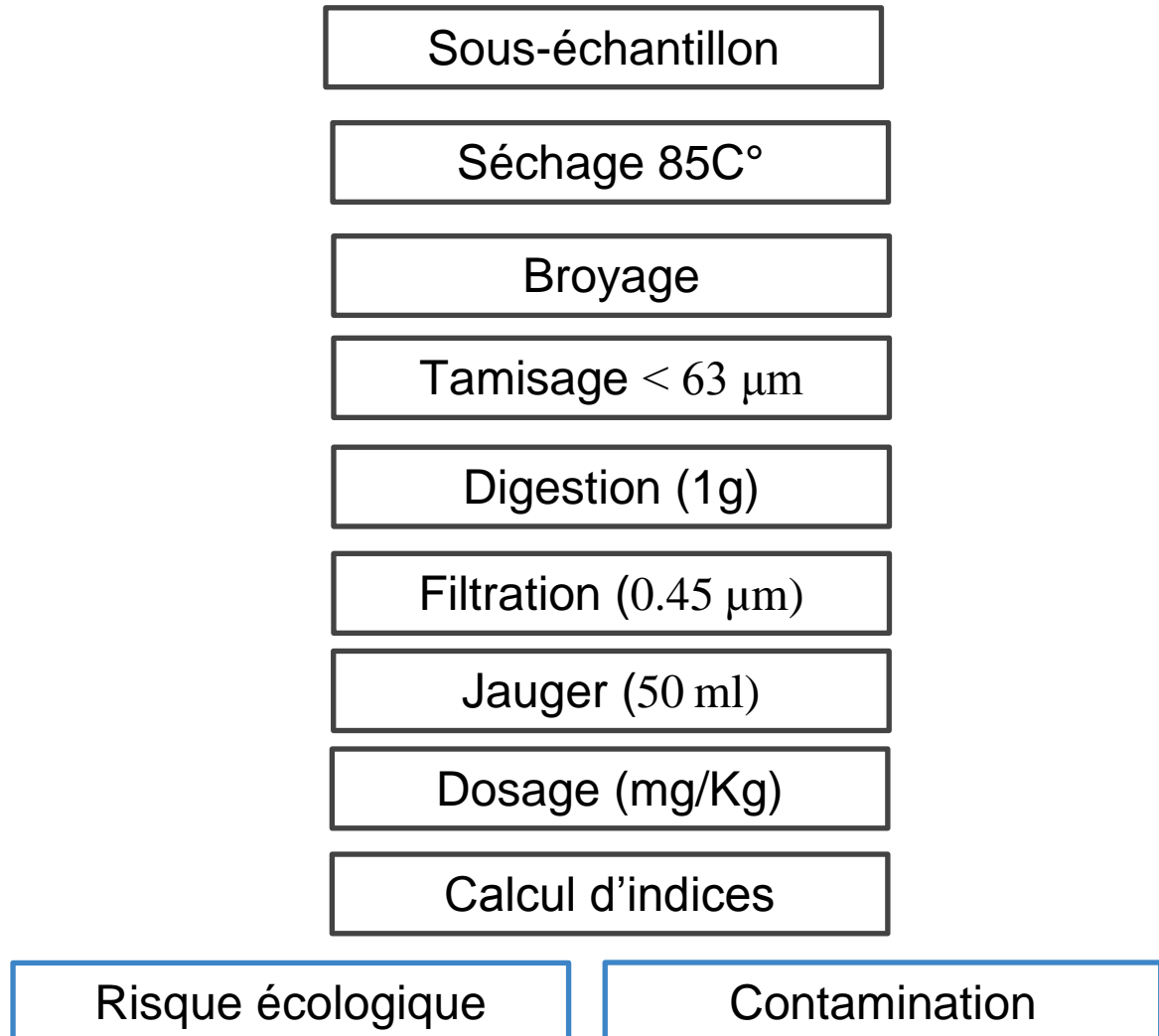
PRÉPARATION DE L'ÉCHANTILLON

L'échantillon de sédiment doit être broyé et tamisé à 2 mm pour cette méthode.

- Sécher l'échantillon de sédiments pendant (24 heures) dans une étuve à $70\text{ }^\circ\text{C}$.
- Nettoyer les creusets en les chauffant au rouge, puis laisser refroidir au dessiccateur pendant 10 minutes.
- Prendre le poids du creuset vide. Ajouter 10 g de sédiment séché. Noter le poids final.
- Calciner le sédiment au four à moufle à $550\text{ }^\circ\text{C}$ pendant 4 heures.
- Laisser refroidir dans un dessiccateur et peser le creuset contenant les cendres.

ANNEXE 3

Mode opératoire pour dosage des ETMs dans le sédiment



ANNEXE 4

Mode opératoire pour dosage des ETMs dans le muscle de la daurade

Dissection

Muscle (1g)

Digestion

Filtration (0.45 μm)

Jauger (50 ml)

Dosage (SAA)(ug/mg)

Calcul d'indices

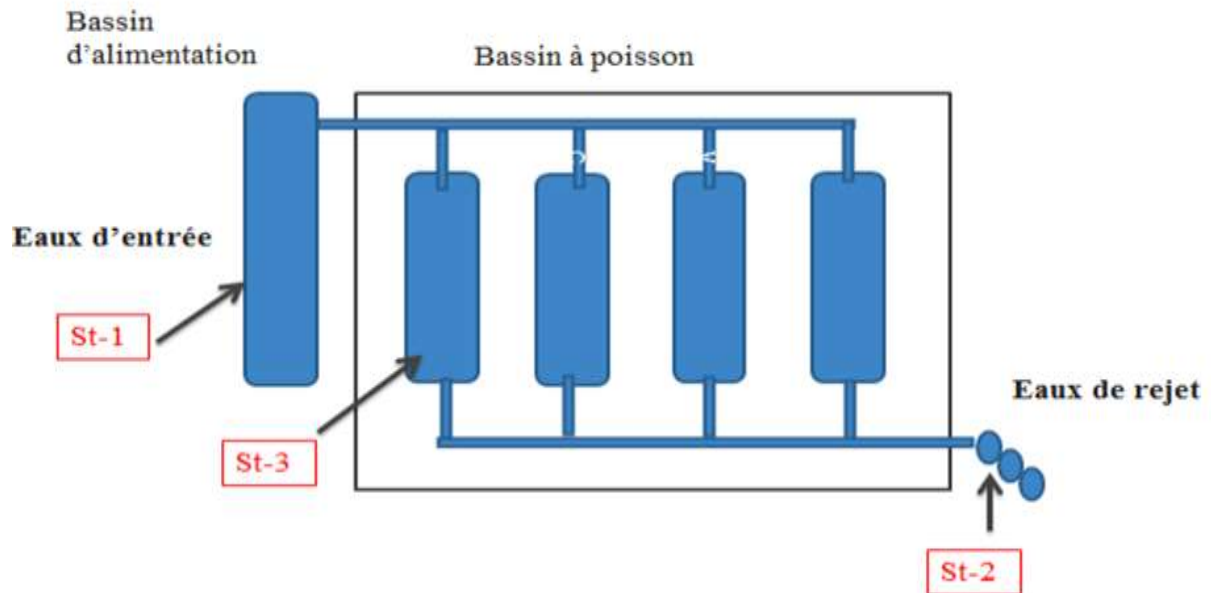
Risque cancérigène (LCR)

Quotient de risque (THQ)

Apport Journalier
Recommandé (EDI)

ANNEXE 5

Stratégie échantillonnage du compartiment « Eau »



ANNEXE 6

Résultats des matériaux certifiés (n=3)

Sédiment

Metals	Certified value	Fond value	Recovery %
Cd	0,11	0,108	98,18182
Cu	31,7	30,6	96,52997
Fe	27,1	26,51	97,82288
Pb	23,2	21,93	94,52586
Zn	76,8	74,4	96,875

Poissons

Metals	certified (ug/g)	measured	Recovery
As	12,6	12,4	98,4126984
Cd	0,189	0,187	98,9417989
Cu	3,28	3,32	101,219512
Pb	0,12	0,11	91,6666667
Zn	67,1	67,4	100,447094

Il est à noter que nous avons mesuré les métaux de référence à l'aide d'une digestion partielle (HNO₃/H₂O₂ à la température de la pièce) alors que les valeurs certifiées de l'échantillon de référence ont été obtenues à l'aide d'une digestion totale. Il est donc normal qu'il y ait des différences entre les valeurs certifiées et celles mesurées.

ANNEXE 7

Les nutriments suivis correspondent aux formes minérales dissoutes des éléments azote (N), phosphore (P). Les teneurs en milieu marin s'expriment en micromoles par litre ($\mu\text{mol/L}$).

	Nitrate	Nitrite	Ammonium	Phosphate
Appellations	azote nitrique	azote nitreux	azote ammoniacal, ammoniac	ion orthophosphate
Abréviations	NO_3^-	NO_2^-	$\text{NH}_3, \text{NH}_4^+$	PO_4^{3-}

Méthodes d'analyse

Les analyses sont réalisées selon des méthodes colorimétriques. Le principe est l'ajout de réactifs aux échantillons, entraînant une réaction colorée dont l'intensité est proportionnelle à la concentration de la molécule recherchée. L'intensité de la réaction colorée est mesurée au moyen d'un spectrophotomètre (spectrophotométrie).

ANNEXE 8

Dosage de chlorophylle-a

Condition de travail

- Les diverses opérations d'extractions se font en lumière fortement atténuée.
- Maintenir les échantillons à l'obscurité.
- L'Acétone à 90% aqueuse préparée en mélangeant 9 volumes d'acétone et 1 volume d'EDM.
- les différentes valeurs lues au spectrophotomètre : Absorbances à 665 et 750 nm avant acidification (Ao 665 & Ao750), Absorbances à 665 et 750 nm après acidification (Aa 665 & Aa750).

Les calculs sont réalisés à l'aide d'une feuille de calcul sous Excel en utilisant la formule issue de l'équation de Lorenzen :

$$\text{Chlorophylle-a} = 27 * [(\text{Ao } 665 - \text{Ao } 750) - (\text{Aa } 665 - \text{Aa } 750)] * (v / (L * V))$$

Ou :

Ao 665 & Ao750 = Absorbances à 665 et 750 nm avant acidification.

Aa 665 & Aa750 = Absorbances à 665 et 750 nm après acidification.

v = Volume de solvant utilisé pour l'extraction en millilitres.

V = Volume d'eau filtrée en Litres

L = Parcours optique de la cuve utilisée en centimètres (10mm)

27 = Facteur déterminé expérimentalement.

ANNEXE 9

But de la mesure de DBO

La demande biochimique en oxygène (DBO) est une expression pour indiquer la quantité d'oxygène qui est utilisée pour la destruction de matières organiques décomposables par des processus biochimiques.

Mode opératoire

- Mesurer la quantité désirée (cf. tableau ci après) avec une éprouvette graduée et verser dans la bouteille propre ;
- Introduire l'agitateur magnétique dans chaque bouteille ;
- Ajouter une pincée de l'allyle thio-urée ;
- Mettre 2 pastilles d'hydroxyde de potassium dans chaque bouchon intérieur (noir) avec deux pincettes ;
- Visser sans fermer hermétiquement le bouchon ;
- Mettre sur le système d'agitation à 20 °C ;
- Laisser s'établir l'équilibre pendant 30 mn et fermer hermétiquement le bouchon ;
- Relever les valeurs après 5 jours (système Oxytop) ;
- Utiliser les mesures des autres groupes et déterminer la précision des mesures.

Il est recommandé d'effectuer le double de chaque dosage (selon la disponibilité du matériel de mesure).

Tableau : Facteur de conversion de la DBO₅ en fonction du volume de prise

Portée de mesure	Quantité	Facteur
0 – 40	432 ml	1
0 – 80	365 ml	2
0 – 200	250 ml	5
0 – 400	164 ml	10
0 – 800	97 ml	20
0 – 2000	43.5 ml	50
0 – 4000	22.7 ml	100

ANNEXE 10

Tableau : Composition de l'aliment de daurade (EFICO).

Constituants	Teneur /Kg
Protéines	43 %
Matières grasses	19 %
Cellulose brute	3.1 %
Cendre brute	9.2 %
Phosphore	1.21 %
Calcium	1.86 %
Sodium	0.27 %
Les additifs	Concentration
Vitamine A	10000 UI/ Kg
Vitamine D3	500 / Kg
Sulfate de cuivre	1 mg / Kg
Oxyde de manganèse	8 mg / Kg
Oxyde de zinc	50 mg / Kg
Iodate de calcium	1.8 mg / Kg
Gallate de propyle	100 mg / Kg
BHA	100mg / Sac de 25 Kg

ANNEXE 11

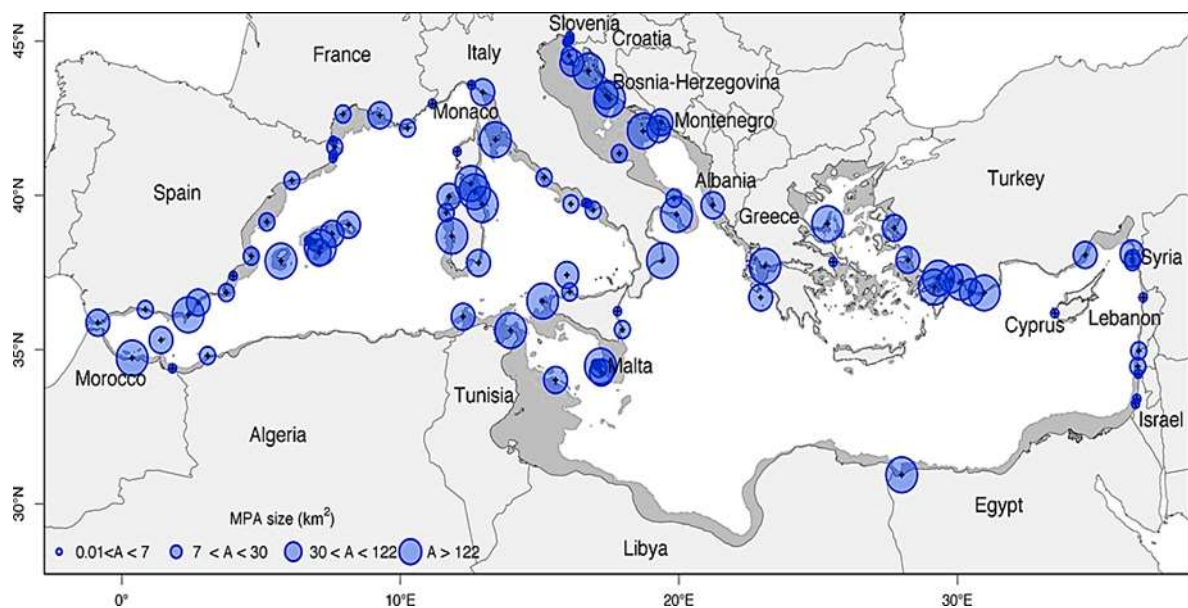


Fig. Carte de la Méditerranée mettant en évidence le plateau continental (Guilhaumon et al. 2015).

ANNEXE 12



Figure. L'aire de répartition de la daurade royale *Sparus aurata* (Avignon 2017).



Figure. Photo de *Sparus aurata*.

ANNEXE 13



Figure.6. Situation géographique de la ferme « Aquasole » à Ain-Temouchent.

ANNEXE 14

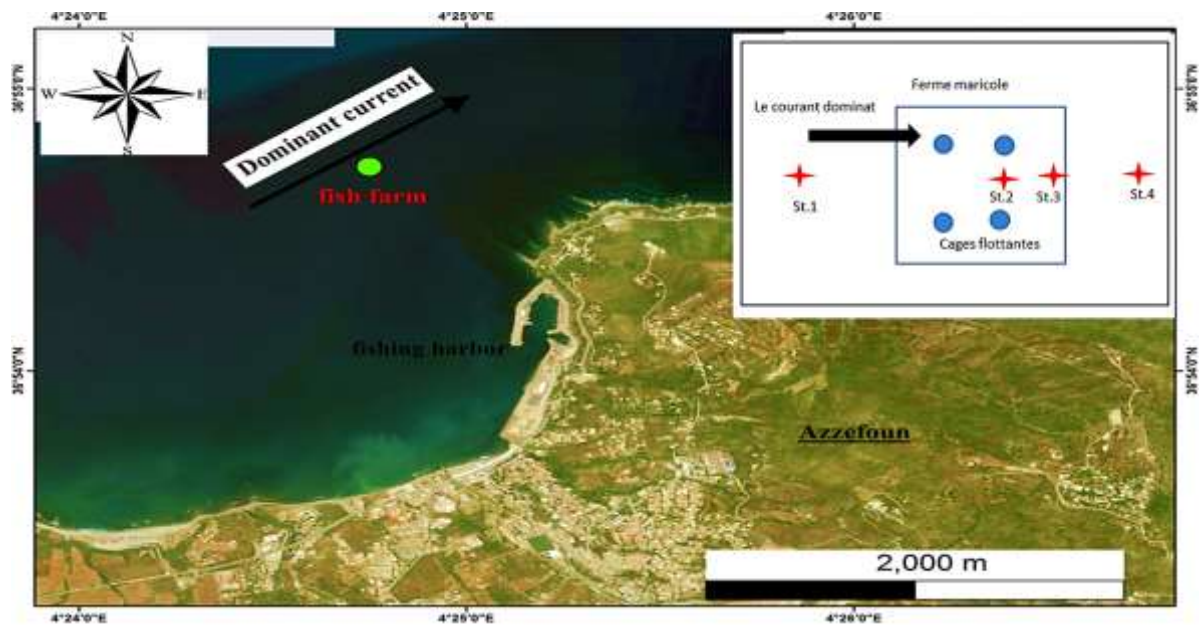


Figure.7. Situation géographique et stratégie d'échantillonnage à la ferme d'Azzefoun.



Assessing the contamination and ecological risk of sediments around the mariculture area in northern Algeria using a multivariate approach

Ryhane Lounas^a, Hamza Kasmi^b, Safia Chernai^a, Nadia Amarni^a, and Boualem Hamdi^{a,c}

^aLaboratory of Conservation and Valorization of Marine Resources, National School of Marine Science and Coastal Management (ENSSMAL), University Campus of Dely Ibrahim, Algiers, Algeria; ^bSGS Centre. Lotissement Bois Des Cars, Dely-Ibrahim, Algeria; ^cUniversity of Science and Technology Houari Boumediene (USTHB), Bab Ezzouar, Algeria

ABSTRACT

This study focused on the contamination by Cu, Zn, Cd, Pb, and Fe in the surface sediments of marine fish farms in Algeria to assess their spatial distribution, sources, and potential ecological risk. Results of geo-accumulation index and enrichment factors showed that the sediments at most sites were uncontaminated to moderately contaminated with Pb and Zn associated with anthropogenic input based on PCA result. All the stations have adverse effects index values below 1; the concentration of metals in the sample is not high enough to cause adverse effects on biota. The mean effects range medium quotient indicated that sediments in fish farming areas have a low probability (9%–21%) of being toxic. Our results indicated that the Cu, Zn, Pb, and Cd from mariculture were unlikely to adversely affect the local aquatic environment. Outside the fish farm, the marine ecosystem recovers its ecological balance.

KEYWORDS

Ecological risk assessment; sediment; heavy metals; aquaculture; Algeria

Introduction

Sediments are considered the best indicator of anthropogenic perturbations and provide the history of pollution (Hu et al. 2013). They play a major role in the accumulation, transport, bioavailability, and toxicity of contaminants (Miniero et al. 2014). The significant increase in the amount of heavy metals in the aquatic environment since the early 20th century is due to anthropogenic activities, such as industrialization, mining, wastewater, agricultural, and aquaculture activities as well as maritime traffic (Puttiwongrak et al. 2019; Zhang et al. 2015). Trace metal pollution disrupts biogeochemical cycles and might spread over a large area (Otansev et al. 2016). In its natural state, the distribution and geochemical variability of metals are directly related to hydrology and geological characteristics of the region concerned (Saher and Siddiqui 2019; Sarı et al. 2018). Heavy metals are essential for the physiological performance of biota (Katya et al.

CONTACT Ryhane Lounas  louna.ryhane@gmail.com  Laboratory of Conservation and Valorization of Marine Resources, National School of Marine Science and Coastal Management (ENSSMAL), University Campus of Dely Ibrahim, Algiers 16320, Algeria.

2016). Oligo minerals such as iron (Fe), zinc (Zn), copper (Cu), cobalt (Co), manganese (Mn), nickel (Ni), chromium (Cr), or selenium (Se) are essentials for normal metabolism in fish (Justino et al. 2016). Heavy metals are considered toxic not only above specific concentrations but also according to their chemical speciation (Squadrone et al. 2016). Most organisms tend to accumulate heavy metals taken in from their habitat or through food (Richardson et al. 2015; Xie et al. 2013), but many of them seem to be able to remove them by oxidative mechanisms (Nasyitah Sobihah et al. 2018).

The accumulation of metal traces in the environment threatens public health through the consumption of contaminated aquatic products (Copat et al. 2015). They cause disorders in the nervous or digestive system and have carcinogenic effects (Ravindra and Mor 2019). They also cause an alteration of telomeres length in leukocytes (Wai et al. 2018).

In the Mediterranean Sea, *Sparus aurata* and *Dicentrarchus labrax* are successfully produced in commercial fish farms (Kaya, Söyüt, and Beydemir 2015). Many studies conducted in temperate and Mediterranean regions have indicated that mariculture mainly impacts water quality and leads to sediment enrichment (Apostolaki et al. 2009; Farmaki et al. 2014; Zhulay, Reiss, and Reiss 2015). Previous studies have reported concentrations of heavy metals in sediments and biota collected from Algerian coasts (Ahmed et al. 2018; Bachouche et al. 2017; Guendouzi et al. 2020; Ouali, Belabed, and Chenchouni 2018), but no study has focused on marine aquaculture sediments, and no attempt has been made to trace the sources of heavy metals accumulated in aquaculture sediments. To our knowledge, this study is being carried out for the first time in Algeria.

The main goals of this study were therefore to evaluate the heavy metal content (Cu, Zn, Pb, Fe, and Cd) of sediments collected from different Algerian maricultural sediment sites. Principal component analysis (PCA) and hierarchical cluster analysis (HCA) were applied to identify the origins and possible sources of sediment contamination. Furthermore, we used different indexes to evaluate and classify the sediment quality of the different sites.

Materials and methods

Study area

Azeffoun is a town situated in the province of Tizi Ouzou in northern Algeria. It borders the Mediterranean Sea and is located 170 km east of Algiers. Sediment samples were collected at a European bass (*Dicentrarchus labrax*) and Gilthead bream (*Sparus aurata*) farm in Azeffoun (36° 56' N; 42° 4' E°) (Algeria). It is a farm with marine fish farming in the pregrowing and growout phase, located 2 km from the mixed port (fishing and trading) of Azeffoun, with an average water depth of 40 m (Figure 1).

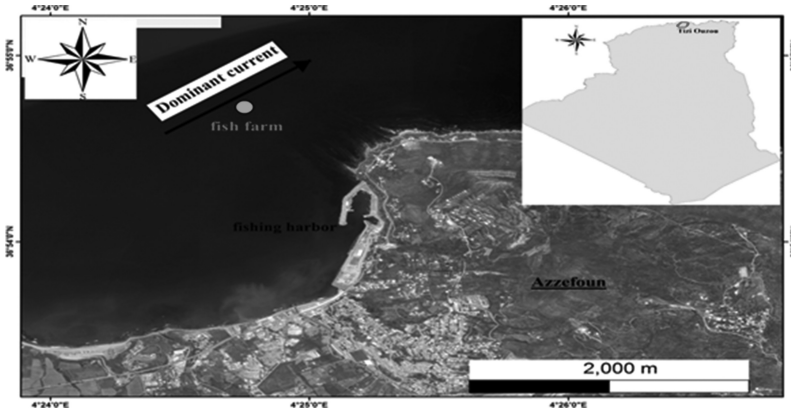


Figure 1. Sampling stations of surface sediments in Azeffoun fish farm.

Sampling sediment

Sediment sampling was carried out to observe the general impact of mariculture in the Azeffoun region. Sampling was conducted using a stainless steel grab sampler. One sample was collected at each sampling station by following a gradient of distances downstream of the fish farm cages. S1, located upstream of the fish farm at a distance of 500 m, was used as a reference station. S2 was located beneath the fish cages. S3 and S4 were located down current beyond the fish cages at a distance of 50 m and 400 m respectively.

In the laboratory, they were put to dry at room temperature until constant weight. In this study, we focused on the contamination of heavy metals in superficial marine sediments.

Metals and organic matter analysis in sediments

The total metal content (Cd, Cu, Fe, Pb, and Zn) in dry sediments (0.63 μm) was determined by flame atomic absorption spectrometry (FAAS) (PerkinElmer) after high-pressure microwave digestion with nitric acid following previously optimized experimental steps described in Russell et al. (2011) and Bachouche et al. (2017). The exactitude and validity of the analytical procedures were verified using standardized IAEA-433 sediment reference materials (Table 1). Concentration of each metal was related to sediment dry weight (DW). The results are reported in milligrams of metal/kilograms of sediment (mg/Kg).

The organic matter content in the sediments was determined by weight loss through ignition (Touch et al. 2017); sediment samples were dried at 70°C for 24 h then combusted in the oven at 550°C for 4 h. Total organic matter as described by Kalantzi et al. (2013) was measured by the following equation:

Table 1. Metal concentration in certified standards compared to that found in standards reference IAEA-433.

Metal	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
Certified value	0.153	30.8	40.8	39.6	140.6
Found value	0.152	30.6	40.7	38.4	139.8
Recovery %	99.35	99.35	99.75	96.97	99.34

Total organic matter (TOM;%) = $((B-C)/B)*100$

where B and C are the weights of dried sediment before and after combusting in the oven respectively.

Assessment of sediment contamination and ecological risk

To determine the degree of pollution by a given heavy metal in sediments associated with anthropogenic inputs, numerous indices have been developed to provide an overall view of the level of heavy metal contamination in the sediments of Algerian mariculture.

In this study, five indices—including the enrichment ratio (ER), the geo-cumulative index (Igeo), enrichment factor (EF), the adverse effects index (AEI), and the mean effects range medium quotient (MERM-Q)—were chosen to provide a comprehensive assessment of heavy metal pollution in Azeffoun fish farm (Table 2).

Descriptive and multivariate statistical analysis

In this research, descriptive statistics were used. Spatial variations of sediment geochemical parameters were tested by Friedman rank sum test. The comparison of the mean values between sites was made by Student's *t*-test. The correlation matrices were plotted using the R package {corrplot} to understand relationships between total organic matter and heavy metal concentrations in upper sediments. Principal component analysis (PCA) was used to identify the sources of heavy metal contamination of the sediment, and hierarchical cluster analysis (CA) was performed on the data set to identify homogenous groups. All statistical analyses were performed using R Software (3.5.2). Microsoft Excel 2010 was used for graphic display. Differences were considered as significant when $P < 0.05$.

Results and discussion

Elemental concentration and spatial distribution in the study area

Figure 2 shows the distribution of heavy metals (HM) and organic matter by location throughout the study area compared to levels found in the reference zone. Concentrations of measured metals and total organic matter in upper sediment were as follows: Fe (21.30 to 24.00 mg/Kg), Cu (16.80–23.10 mg/Kg),

Table 2. Indices used to assess pollution and ecological risk of sediment from fish farm.

Indexes	Equations	Details	Interpretation/Classification	References
The enrichment ratio (ER)	$ER = (X_m - X_r) * 100 / X_r$	X_m : [metal] in mariculture sites; X_r : [metal] at reference site	$ER \geq 0$: the parameters in mariculture sites were higher than reference site; $ER < 0$: the parameters in mariculture sites were lower than reference site.	Liang et al. (2011)
The geo-cumulative index (Igeo)	$I_{geo} = \log_2 [C_i / 1.5 B_i]$	C_i = [metal] in sediment; 1.5 = the correction factor due to lithogenic effects, B_i is the geochemical background value of a particular heavy metal.*	$I_{geo} < 0$ = Uncontaminated; [0– 1] = Unpolluted to moderately Unpolluted; [1– 2] = moderately Unpolluted; [2– 3] = Moderately to heavily polluted; [3– 4] = Heavily polluted; [4– 5] = Heavily to extremely polluted; $I_{geo} > 5$ = extremely polluted.	Müller (1969)
Enrichment factor (EF)	$EF = (C_x / C_{Fe})_{sample} / (C_x / C_{Fe})_{background}$	$(C_x / C_{Fe})_{sample}$ = the ratio of [metal] and [Fe] of sample; $(C_x / C_{Fe})_{background}$ = the ratio of [metal] and [Fe] of reference baseline *	$EF < 2$ = deficiency to minimal enrichment; $2 < EF < 5$ = moderate pollution; $5 < EF < 20$ = significant enrichment; $EF > 50$ = extremely high enrichment.	Jahan and Strezov (2018); Nour et al. (2018)
Adverse Effects Index (AEI)	$AEI = Met / ERL$	Met = [metal]; ERL = effects range-low (Cd = 1.2, Cu = 34, Pb = 46.7, Zn = 150 ug/g).	$AEI \leq 1$ = [metal] in the sample is not high sufficient to cause adverse effects in biota; $AEI > 1$ = [metal] in the sample may have harmful effects.	Muñoz-Barbosa et al. (2012); Long et al. (1995)
Mean ERM quotient (MERM-Q)	$MERM-Q = \sum_{i=1}^n (C_i / ERM_i) / n$	C_i = [metal]; ERM_i = guideline values**; n = the number of heavy metal.	MERM-Q: < 0.1 , [0.11–0.5], [0.51–1.5] and > 1.50 are 9%, 21%, 49%, and 76% respectively. Representing low, medium-low, medium-high, and high-priority sites respectively.	Long and MacDonald (1998)

*Turekian and Wedepohl (1961) were used as background values to calculate Igeo and EF.

**Burton and Allen (2002) guideline values.

Zn (62.00–113.00 mg/Kg), Pb (21.20–23.00 mg/Kg), Cd (0.11–0.15 mg/Kg), and (TOM) (1.2% to 3.1%) respectively.

The values reported in the fish farm area were significantly higher ($P < 0.001$) than those of the reference station. The organic matter content is almost 3 times the reference site content. It indicates that organic waste is mainly loaded on the sediment just beneath the fish cages. The highest concentrations of trace metals Cd, Cu, Fe, Pb, Zn, and organic matter were measured under the fish cages compared to concentrations in the reference zone. This result was supported by highly significant intersite ERs ($P < 0.01$). The lowest concentrations were recorded at S4 (400 m beyond the fish farm). The concentrations of Zn under the fish cages and near the fish cages were very high compared with the respective

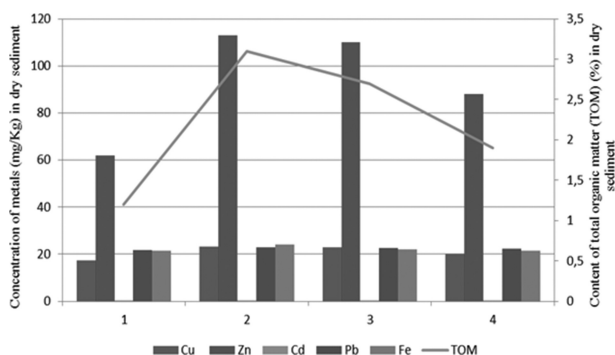


Figure 2. The distribution of heavy metal and total organic matter in study area (1 = control station; 2 = beneath fish cage, 3 = beyond 50 m from the fish cage, 4 = beyond 400 m from fish cage).

background levels given by Turekian and Wedepohl (1961). Pb was found to exceed the allowable concentrations given by Turekian and Wedepohl (1961) at all locations. Friedman rank sum test presented significantly distinct patterns ($P < 0.01$) for all metals and TOM around fish farm zones. The concentration of all heavy metals in the surface sediments of Azeffoun fish farm decreased in the following order: $Zn > Fe > Cu > Pb > Cd$.

Zinc, iron, and copper are elements essential to maintaining fish in good health (Squadrone et al. 2016); therefore they are added as supplements in fish feed (Adhikari et al. 2009), which could explain their bioaccumulation in the sediments. This concentration is similar to that reported by Kalantzi et al. (2013) in a Mediterranean mariculture site. The sandy texture of the sediments in the study area (Ahmed et al. 2018) most likely contributes to the diffusion and adsorption of the elements (Farmaki et al. 2014). Hydrodynamics could play an important role in the dispersion of organic waste (Cromey et al. 2009) and trace metals (Justino et al. 2016) on spatial and temporal scales (Zonta et al. 2019). The concentration of all heavy metals in the sediments is less than the crustal average of Turekian and Wedepohl (1961) and the European references value of Boust (1981), except for Zn and Pb, which exceed these criteria. Nevertheless, the concentration of all metals was below TEL safe levels and does not produce any toxic effects on the basis of TET guidelines in Burton and Allen (2002). The fish farm sediments show a low concentration of Zn, Cu, Pb, and Cd when compared to the other fish farms around the world (Table 3). Overall, most of the heavy metal concentrations measured in Azeffoun fish farm were within the range of average values reported by Ahmed et al. (2018) along the Algerian coast.

Intrarelationships between variables

Figure 3 illustrates the correlation matrix between heavy metals and total organic matter (TOM) concentrations in upper sediments of Azeffoun fish

Table 3. The heavy metal concentrations range in superficial sediments (mg/kg.dwt) in the area of study and those in different coastal region around the world.

Location (Country)	Zn	Cu	Pb	Cd	Fe	Reference
Azefou fish farm (Algeria)	103.67 ± 13.65	21.93 ± 1.77	22.7 ± 0.3	0.14 ± 0.017	22.47 ± 1.36	Present study
Mariculture area						
Southern China	36.8–104	17.8–26	28.2–42.2	0.17–0.22	–	Xia et al. (2015)
Guangdong Province, Southern China	169.0 ± 11.9	55.9 ± 13.0	20.7 ± 15.4	–	–	Gu and Lin (2016)
Greece	132	68	14	0.22	2.7	Kalantzi et al. (2013)
Southeastern Aegean Sea (Turkey)	80.8 ± 0.45	25.2 ± 0.14	20.0 ± 2	0.56 ± 0.08	–	Dalman, Demirak, and Balci (2006)
Scottish marine farms (UK)	89.1 ± 77.1	35.8 ± 54.7	–	–	–	Russell et al. (2011)
Algerian coastal						
Algerian coast	17.4–234.1	3.7–30.2	6.6–37.8	0.06–0.47	–	Ahmed et al. (2018)
Gulf of Annaba (East-Algeria)	285.96 ± 166.44	103.88 ± 72.51	117.0 ± 98.49	1.96 ± 1.19	–	Ouali, Belabed, and Chenchouni (2018)
Algiers and Bou-Ismaïl bay (Algeria)	95 ± 103	24 ± 30	20 ± 8.9	0.43 ± 0.17	23.464 ± 8912	Bachouche et al. (2017)
Ain Temouchent coast (West-Algeria)	120.17–193.31	20.14–21.64	24.38–57.27	1.45–16.84	16.30–32.15	Kouidri et al. (2016)
Around the world						
Mediterranean lagoon (Tunisia)	357	18	73	0.3	4.4	Zaaboub et al. (2015)
Western Adriatic Sea	91 ± 24	24 ± 9	15 ± 5	–	–	Lopes-Rocha et al. (2017)
Red Sea (Egypt)	7.47	1.23	41.89	0.14	345.7	Nour et al. (2018)
Sediment quality criteria SQGs						
TEL (threshold effect level)	123	35.7	35	0.6	–	Burton (2002)
TET (toxic effect threshold)	540	86	170	3	–	Burton (2002)
ERM (effect range median)	270	390	110	9	–	Burton. (2002)
Shale background	95	45	20	0.3	47.2	Turekian and Wedepohl (1961)
Reference values (Europe)	88	26	22	0.6	–	Boust (1981)

farm. According to correlation matrices, TOM was positively correlated with all heavy metals except iron and lead ($P < 0.05$). Liang et al. (2012) reported that organic matter is the most important agent influencing the distribution of heavy metals in the various mariculture sediments. All intertrace metal correlations were positive except for Cd and Pb, where there was correlation, but it was statistically insignificant ($P > 0.05$), suggesting that these metals are not associated with each other and that their transport behavior is not identical in the marine environment. In addition, a positive correlation was observed between Fe vs. Cu, Zn, Cd, Pb, and TOM, but no significance ($P > 0.05$) was found between Fe and TOM or other heavy metals, suggesting that these metals are not associated with each other; these correlations indicate that these heavy metals could have different anthropogenic and natural sources in the sediments of the study area.

Heavy metal assessment and ecological risk in sediment

The enrichment factor (EF), geo-accumulation index (Igeo), adverse effects index (AEI), and the mean effects range medium quotient (MERM-Q) were used to evaluate the ecotoxicological status of fish farm sediment (Table 4).

The geo-accumulation index (Igeo) provides a direct measure of the degree of enrichment by heavy metals in the sediment (Alves, Ferreira, and Soares 2018). The geo-accumulation index (Igeo) values calculated in this study showed that all heavy metals were in the uncontaminated class (Igeo < 0). These results were in harmony with Ustaoglu and Tepe's (2019) results.

The EF values were observed to be higher than 1 for all metals around the fish cages. Outside this area, the observed EF values of Zn and Pb were above 1. Enrichment factor (EF) is an appropriate tool to distinguish between anthropogenic and natural events (Gao et al. 2015). This suggests that the main source of metals comes from anthropogenic activities, considering the proximity of the fish farm to the harbor and tourist complexes; those contaminants are mainly trapped and deposited in the marine sediments of the investigated sites. Marine sediments under the fish cages were moderately enriched (EF > 2) with Zn and Pb. Moderate enrichment is observed in all marine sediment of the study zone for Pb and Zn, except in reference site for Zn, which is in agreement with the results of Benson et al. (2017). This leads us to classify the Azeffoun fish farm as an unpolluted area.

To interpret the content of metals in sediments in the context of their potential biological effect, AEI and MERM-Q were calculated. In all monitored zones AEI values were lower than 1 for all metals. The concentration of metals in the sample is not high enough to cause adverse effects on biota along the monitoring area. In addition to that, the mean ERM quotient is an approach that has proven useful in determining the potential biological effect of

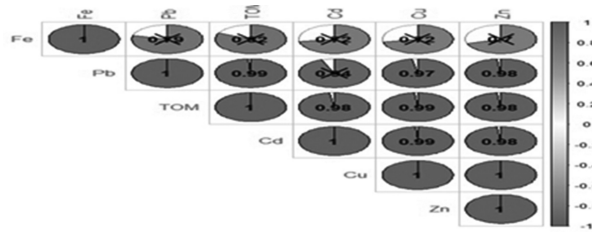


Figure 3. Correlation matrix between heavy metal and total organic matter (TOM) concentrations in surface sediments from Azeffoun fish farm (Northern Algeria). Pearson correlation test values are represented as correlation coefficients (the intensity of the color and the size of the circles are proportional to the correlation coefficients). In the figure, correlations with a P value > 0.05 are considered not significant. In this case the values of the correlation coefficient are barred by a cross.

Table 4. Indexes used to evaluate and classify the sediment quality of Azeffoun fish farm.

	Igeo			EF			AEI			MERMi-Q	MERM-Q
	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max		9%
Cu	-1.62	-1.76	-1.55	1.02	0.97	1.09	0.64	0.58	0.68	9%	
Zn	-0.47	-0.69	-0.33	2.29	2.04	2.48	0.69	0.57	0.75	21%	
Cd	-1.69	-1.91	-1.58	0.98	0.88	1.07	0.12	0.1	0.125	9%	
Pb	-0.4	-0.42	-0.38	2.39	2.26	2.47	0.49	0.48	0.49	21%	
Fe	-1.66	-1.73	-1.56	1	1	1	-	-	-	-	-
	Uncontaminated			Deficiency to minimal enrichment			No adverse effects in biota			Low priority site	

combined toxic substances (Jamshidi and Bastami 2016). It can be used to identify and categorize areas of potential risk in terms of sediment quality (Lin et al. 2018). Toxicity probability for the biota was defined depending on the value of MERM-Q; in our study mean ERM-Q ranged between 9% and 21%. The fish farming area could therefore be classified as a low-priority site for monitoring programs. In brief, it is unlikely that Cu, Zn, Pb, and Cd would have adverse effects on the local ecosystem in Azeffoun fish farm.

Mainly source and origin of heavy metals

Principal component analysis (PCA) was conducted to identify potential sources of metals in sediments. It is a useful tool for determining control processes in a complex data set and to reveal similarities and differences (Ogunlaja et al. 2019). The validity of the model was verified, and eigenvalues > 0.57 were considered as criteria for the extraction of the principal components (Figure 4). To interpret the selected components, Kaiser Standardization was applied.

The first main component clearly explains the relationship between TOM and heavy metals. The concentrations of Cu, Zn, Pb, and Cd in sediments, as well as TOM, indicated significant positive relationships with PC1. The association of these metals (Cu, Pb, Zn, and Cd) was characterized by diagenetic processes or anthropogenic input. Zn and Cu are used as an antifouling agent

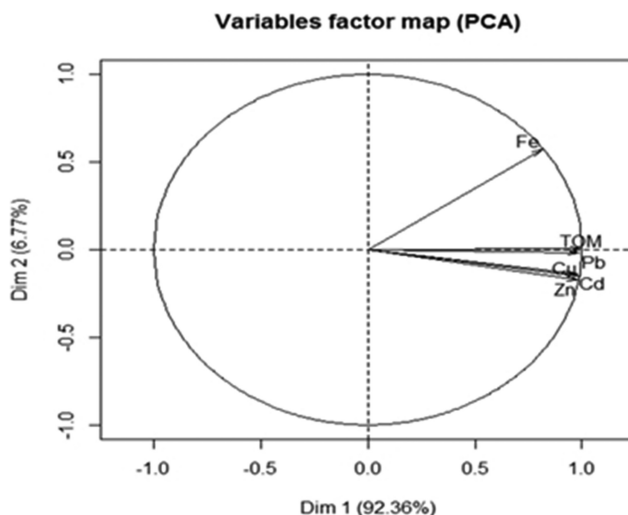


Figure 4. Loading plot of principal components obtained for trace metals at investigated stations from Azeffoun area.

for cages and are also present in fish feed as preservative additives and as an alternative for antibiotics (Ashfaq, Verma, and Khan 2016; Poole 2017). They have been mentioned as tracers for animal feed pellets (Sutherland et al. 2007). Generally, these metals are derived from the uneaten feed and excreta (feces) (Riera et al. 2017). Cd was associated with agricultural activities (Song et al. 2017). Qiu (2015) suggested that particular attention must be focused on the production of fish feed in relation to the contamination with Pb metal because of its high transfer factor from food. Also, shipping operations within the harbor (Pourabadehei and Mulligan 2016) were possible sources of these metals. External sources consist of the periodic receipt of municipal wastewater from tourist centers and fishing boats (Nour et al. 2018).

The contribution of PC1 informs us about the physicochemical properties of sediment. Shin and Lam (2001) have shown that TOM, Cu, and Zn are all indicators of polluted sediment from an anthropogenic source. Many studies have revealed that sources of organic matter in sediments mainly originate from feed pellets and the feces produced by the fish in the cages and settlings on the sediments below the cages (Herbeck et al. 2013). Other sources of organic matter could be due to the decomposition of organic matter on upper sediment by micro- and macro-organisms (Gonzalez-silvera et al. 2015) and the resuspension of dissolved and particulate organic substances carried by water circulation and anthropogenic disturbances (Nimptsch et al. 2015). PC2 had a positive loading of Fe. Iron is necessary for adequate fatty acid bioconversion (Giri et al. 2016). Commercial feed fish was supplemented with this oligo element (Ikem and Egilla 2008). The sources of Fe may be due to uneaten fish feed, as well as atmospheric deposition and sediment diffusion (Zhu et al. 2017).

Therefore, PC1 reveals the anthropogenic contribution components, mainly from mariculture: Uneaten feed and feces are the most important source of nutrient input in caged aquaculture. PC2 reflects both natural and anthropogenic input of Fe.

Hierarchical Cluster Analysis (HCA) was used to determine the similarity among stations, as shown in Figure 5). The sampling station dendrogram illustrates two groups for analyzed variables concentrations. The first group includes both fish cage S2 and the station 50 m beyond fish cage S3; this therefore represents the sediment with the highest organic matter content and the area most enriched by metals. The second cluster includes stations outside the fish farm (reference station S1) and the station 400 m beyond the fish farm (S4), thus representing a slightly contaminated area. According to HCA analysis, we could deduce that the impact of the mariculture is much localized at a radius < 400 m from the cages. Outside the fish farm, the marine ecosystem recovers its ecological balance.

Conclusion

The enrichment factor and geo-accumulation indices suggested that the concentrations of Cu, Pb, Cd, Fe, and Zn are in a range considered to be uncontaminated. Heavy metals in surface sediments of Azeffoun fish farm were lower than detected in other countries. Thus, all the stations have an AEI value below 1, which means a low ecological risk, with a probability of 9% to 21% causing toxic effects for marine biota. Our results indicated that the Algerian mariculture industry in floating cages therefore does not constitute an ecological hazard to the local aquatic environment linked to toxic metal pollution. But this does not prevent the adoption of more environmentally friendly practices (Lounas et al. 2020).

Finally, the data obtained from this study can contribute to establishing a decision-making framework for the future management of natural aquatic

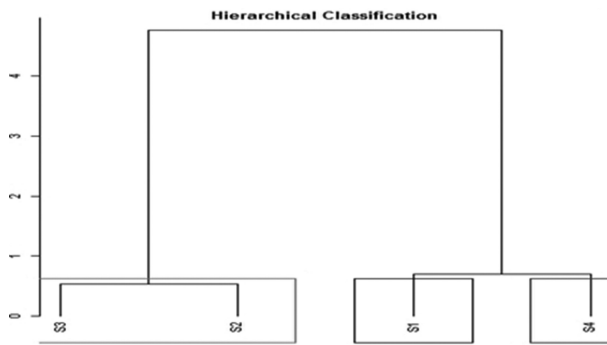


Figure 5. Dendrogram showing the cluster in the study area according to the assessed variables.

ecosystems of the marine aquaculture activity zone in Algeria, being mindful that sustainable management of the aquaculture industry requires a more regional approach—based on an ecosystemic approach—focusing on the cumulative impacts of the area affected by all industries existing in the region. In perspective, the emerging pollutants should be determined in fish feed to understand the extent of bioaccumulation and prevent the risk of human consumption.

Acknowledgments

The authors would like to thank the editors and reviewers for their valuable comments that helped to improve the quality of the manuscript. The authors wish also to thank Mrs. Ilydia Kheyer for the English proofreading of the manuscript. This article is dedicated to the memory of my beloved father, Mohamed Amokrane Lounas.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

Ethical statement

This article does not contain any studies involving animals performed by any of the authors.

References

- Adhikari, S., L. Ghosh, S. P. Rai, and S. Ayyappan. 2009. Metal concentrations in water, sediment, and fish from sewage-fed aquaculture ponds of Kolkata, India. *Environmental Monitoring and Assessment* 159 (1–4):217–30. doi:10.1007/s10661-008-0624-8.
- Ahmed, I., B. Mostefa, A. Bernard, and R. Olivier. 2018. Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Marine Pollution Bulletin* 136 (September):322–33. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.09.029.
- Alves, C. M., C. M. H. Ferreira, and H. M. V. M. Soares. 2018. Relation between different metal pollution criteria in sediments and its contribution on assessing toxicity. *Chemosphere* 208 (October):390–98. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.05.072.
- Apostolaki, E. T., N. Marbà, M. Holmer, and I. Karakassis. 2009. Journal of experimental marine biology and ecology fish farming impact on decomposition of *Posidonia oceanica* litter. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 369 (1):58–64. doi:10.1016/j.jembe.2008.10.022.
- Ashfaq, M., N. Verma, and S. Khan. 2016. Copper/Zinc bimetal nanoparticles-dispersed carbon nanofibers: A novel potential antibiotic material. *Materials Science and Engineering: C* 59 (February):938–47. doi:10.1016/j.msec.2015.10.079.
- Bachouche, S., F. Houma, A. Gomiero, and B. Rabah. 2017. Distribution and environmental risk assessment of heavy metal in surface sediments and red mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and Bouismail Bay (Algeria). *Environmental Modeling and Assessment* 22 (5):473–90. doi:10.1007/s10666-017-9550-x.
- Benson, N. U., E. D. Udosen, J. P. Essien, W. U. Anake, A. E. Adedapo, O. A. Akintokun, O. H. Fred-Ahmadu, and A. A. Olajire. 2017. Geochemical fractionation and ecological risks

- assessment of benthic sediment-bound heavy metals from coastal ecosystems off the equatorial atlantic ocean. *International Journal of Sediment Research* 32 (3):410–20. doi:10.1016/J.IJSRC.2017.07.007.
- Bouost, D. (1981). *Métaux traces dans l'estuaire de la Seine et ses abords* (Ph.D. thesis). University of Caen.
- Burton, Jr, and G. Allen. 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3 (2):65–76. doi:10.1007/s102010200008.
- Copat, C., G. O. Conti, R. Fallico, S. Sciacca, and M. Ferrante. 2015 January. Heavy metals in fish from the mediterranean sea: Potential impact on diet. *The Mediterranean Diet* 547–62. doi:10.1016/B978-0-12-407849-9.00049-X.
- Cromey, C. J., T. D. Nickell, J. Treasurer, K. D. Black, and M. Inall. 2009. Modelling the impact of cod (*Gadus morhua* L) farming in the marine environment — CODMOD. *Aquaculture* 289 (1–2):42–53. doi:10.1016/j.aquaculture.2008.12.020.
- Dalman, Ö., A. Demirak, and A. Balci. 2006. Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the Southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry* 95 (1):157–62. doi:10.1016/j.foodchem.2005.02.009.
- Farmaki, E. G., N. S. Thomaidis, I. N. Pasiadis, C. Baulard, L. Papaharisis, and C. E. Efstathiou. 2014. Science of the total environment environmental impact of intensive aquaculture : Investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. *Science of the Total Environment*, The 485–486:554–62. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.03.125.
- Gao, X., W. Zhuang, C.-T. A. Chen, and Y. Zhang. 2015. Sediment quality of the SW coastal Laizhou Bay, Bohai Sea, China : A comprehensive assessment based on the analysis of heavy metals. *PloS One* 10 (3):1–27. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122190>.
- Giri, S. S., J. Graham, N. K. A. Hamid, J. A. Donald, and G. M. Turchini. 2016. Dietary micronutrients and in vivo n – 3 LC-PUFA biosynthesis in Atlantic Salmon. *Aquaculture* 452 (February):416–25. doi:10.1016/J.AQUACULTURE.2015.05.022.
- Gonzalez-silvera, D., D. Izquierdo-gomez, V. Fernandez-gonzalez, and F. J. Martínez-lópez. 2015. Mediterranean fouling communities assimilate the organic matter derived from coastal fish farms as a new trophic resource. *Marine Pollution Bulletin* 91 (1):45–53. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.12.029.
- Gu, Y. G., and Q. Lin. 2016. Trace metals in a sediment core from the largest mariculture base of the Eastern Guangdong coast, South China: Vertical distribution, speciation, and biological risk. *Marine Pollution Bulletin* 113 (1–2):520–25. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.08.029.
- Guendouzi, Y., D. L. Soualili, S. W. Fowler, and M. Boulahdid. 2020. Environmental and human health risk assessment of trace metals in the mussel ecosystem from the southwestern mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 151 (February):110820. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110820.
- Herbeck, L. S., D. Unger, Y. Wu, and T. C. Jennerjahn. 2013. Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of ne Hainan, tropical China. *Continental Shelf Research* 57:92–104. doi:10.1016/j.csr.2012.05.006.
- Hu, Z., J. Woo, K. Chandran, S. Kim, K. Sharma, A. Coelho, and S. Kumar. 2013. Bioresource technology nitrogen transformations in intensive aquaculture system and its implication to climate change through nitrous oxide emission. *Bioresource Technology* 130:314–20. doi:10.1016/j.biortech.2012.12.033.
- Ikem, A., and J. Egilla. 2008. Trace element content of fish feed and bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) from aquaculture and wild source in Missouri. *Food Chemistry* 110 (2):301–09. doi:10.1016/J.FOODCHEM.2008.02.003.

- Jahan, S., and V. Strezov. 2018. Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metals in the sediments of seaports of NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 128 (November 2017):295–306. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.01.036.
- Jamshidi, S., and K. D. Bastami. 2016. Metal contamination and its ecological risk assessment in the surface sediments of Anzali Wetland, Caspian sea. *Marine Pollution Bulletin* 113 (1--2):559–65. doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2016.08.049.
- Justino, C. I. L., K. R. Duarte, A. C. Freitas, T. S. L. Panteleitchouk, A. C. Duarte, and T. A. P. Rocha-santos. 2016. Trends in analytical chemistry contaminants in aquaculture : Overview of analytical techniques for their determination. *Trends in Analytical Chemistry* 80:293–310. doi:10.1016/j.trac.2015.07.014.
- Kalantzi, I., T. M. Shimmield, S. A. Pergantis, N. Papageorgiou, K. D. Black, and I. Karakassis. 2013. Heavy metals, trace elements and sediment geochemistry at four mediterranean fish farms. *Science of the Total Environmen* 444:128–37. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.11.082.
- Katya, K., S. Lee, H. Yun, S. Dagoberto, C. L. Browdy, M. Vazquez-Anon, and S. C. Bai. 2016. Efficacy of inorganic and chelated trace minerals (Cu, Zn and Mn) premix sources in pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone) fed plant protein based diets. *Aquaculture* 459 (June):117–23. doi:10.1016/j.aquaculture.2016.03.033.
- Kaya, E. D., H. Söyüt, and Ş. Beydemir. 2015. The toxicological impacts of some heavy metals on carbonic anhydrase from gilthead sea bream (*Sparus aurata*) gills. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 39 (2):825–32. doi:10.1016/j.etap.2015.01.021.
- Kouidri, M., N. Dali Youcef, I. Benabdellah, R. Ghouali, A. Bernoussi, and A. Lagha. 2016. Enrichment and geoaccumulation of heavy metals and risk assessment of sediments from coast of Ain Temouchent (Algeria). *Arabian Journal of Geosciences* 9 (5):1–9. doi:10.1007/s12517-016-2377-y.
- Liang, P., D. D. Shao, S. C. Wu, J. B. Shi, X. L. Sun, F. Y. Wu, S. C. L. Lo, W. X. Wang, and M. H. Wong. 2011. The influence of mariculture on mercury distribution in sediments and fish around Hong Kong and adjacent mainland China waters. *Chemosphere* 82 (7):1038–43. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.10.061.
- Liang, P., S.-C. Wu, Y.-C. Li, H.-B. Li, G.-B. Yu, and S. Yu. 2012. The effects of mariculture activities on the adsorption/desorption and chemical fractionations of mercury on sediments. *Marine Pollution Bulletin* 64 (4):836–43. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.01.027.
- Lin, F., B. Han, Y. Ding, Q. Li, W. Gao, and L. Zheng. 2018. Distribution characteristics, sources, and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Qinhuangdao Coastal Wetland, China. *Marine Pollution Bulletin* 127 (February):788–93. doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2017.09.054.
- Long, E. R., and D. D. MacDonald. 1998. Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 4 (5):1019–39. doi:10.1080/10807039891284956.
- Long, E. R., D. D. Macdonald, S. L. Smith, and F. D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19 (1):81–97. doi:10.1007/BF02472006.
- Lopes-Rocha, M., L. Langone, S. Miserocchi, P. Giordano, and R. Guerra. 2017. Spatial patterns and temporal trends of trace metal mass budgets in the western adriatic sediments (Mediterranean Sea). *Science of the Total Environment* 599–600 (December):1022–33. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2017.04.114.
- Lounas, R., H. Kasmi, S. Chernai, N. Amarni, L. Ghebriout, N. Meslem-Haoui, and B. Hamdi. 2020. Towards sustainable mariculture: Some global trends. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*. doi:10.1007/s41208-020-00206-y.

- Miniero, R., V. Abate, G. Brambilla, E. Davoli, E. De Felip, S. P. De Filippis, E. Dellatte, et al. 2014. Persistent toxic substances in mediterranean aquatic species. *Science of the Total Environment* 494–495:18–27. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.05.131.
- Müller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 2:109–18.
- Muñoz-Barbosa, A., E. A. Gutiérrez-Galindo, L. W. Daesslé, M. V. Orozco-Borbón, and J. A. Segovia-Zavala. 2012. Relationship between metal enrichments and a biological adverse effects index in sediments from Todos Santos Bay, Northwest Coast of Baja California, México. *Marine Pollution Bulletin* 64 (2):405–09. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.11.023.
- Nasyitah Sobihah, N., A. A. Zaharin, M. K. Nizam, L. L. Juen, and K. Kyoung-Woong. 2018. Bioaccumulation of heavy metals in maricultured fish, *Lates calcarifer* (Barramudi), *Lutjanus campechanus* (Red Snapper) and *Lutjanus griseus* (Grey Snapper). *Chemosphere* 197 (April):318–24. doi:10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.12.187.
- Nimptsch, J., S. Woel, S. Osorio, J. Valenzuela, P. Ebersbach, W. Von Tuempling, R. Palma, F. Encina, D. Figueroa, N. Kamjunke, et al. 2015. Tracing dissolved organic matter (DOM) from land-based aquaculture systems in north patagonian streams. *Science of the Total Environment* 537 (August):129–38. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.07.160.
- Nour, H. E., A. S. El-Sorogy, M. Abdel-Wahab, S. Almadani, H. Alfaifi, and M. Youssef. 2018. Assessment of sediment quality using different pollution indicators and statistical analyses, Hurghada Area, Red Sea Coast, Egypt. *Marine Pollution Bulletin* 133 (August):808–13. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.06.046.
- Ogunlaja, A., O. O. Ogunlaja, D. M. Okewole, and O. A. Morenikeji. 2019. Risk assessment and source identification of heavy metal contamination by multivariate and hazard index analyses of a pipeline vandalised area in Lagos State, Nigeria. *Science of the Total Environment* 651:2943–52. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.386.
- Otansev, P., H. Taşkın, A. Başsarı, and A. Varinlioğlu. 2016. Distribution and environmental impacts of heavy metals and radioactivity in sediment and seawater samples of the Marmara Sea. *Chemosphere* 154 (July):266–75. doi:10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.03.122.
- Ouali, N., B.-E. Belabed, and H. Chenchouni. 2018. Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from North African coasts of the mediterranean sea. *Science of the Total Environment* 639:156–74. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.04.377.
- Poole, K. 2017. At the nexus of antibiotics and metals: The impact of Cu and Zn on antibiotic activity and resistance. *Trends in Microbiology* 25 (10):820–32. doi:10.1016/J.TIM.2017.04.010.
- Pourabadehei, M., and C. N. Mulligan. 2016. Resuspension of sediment, a new approach for remediation of contaminated sediment *. *Environmental Pollution* 213:63–75. doi:10.1016/j.envpol.2016.01.082.
- Puttiwongrak, A., T. Suteerasak, P. K. Mai, K. Hashimoto, J. C. Gonzalez, R. Rattanakorn, and K. Prueksakorn. 2019. Application of multi-monitoring methods to investigate the contamination levels and dispersion of Pb and Zn from tin mining in coastal sediments at Saphan Hin, Phuket, Thailand. *Journal of Cleaner Production* 218 (May):108–17. doi:10.1016/j.jclepro.2019.01.254.
- Qiu, Y. W. 2015. Bioaccumulation of heavy metals both in wild and mariculture food chains in Daya Bay, South China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 163 (PB):7–14. doi:10.1016/j.ecss.2015.05.036.
- Ravindra, K., and S. Mor. 2019. Distribution and health risk assessment of arsenic and selected heavy metals in groundwater of Chandigarh, India. *Environmental Pollution* 250 (July):820–30. doi:10.1016/J.ENVPOL.2019.03.080.

- Richardson, B. J., A. Iamiceli, A. Ubaldi, D. Lucchetti, G. Brambilla, V. Abate, E. De Felip, et al. 2015. Metals in mediterranean aquatic species. *Marine Pollution Bulletin* 94 (1–2):278–83. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.02.034.
- Riera, R., Ó. Pérez, C. Cromey, M. Rodríguez, E. Ramos, O. Álvarez, J. Domínguez, Ó. Monterroso, and F. Tuya. 2017. MACAROMOD: A tool to model particulate waste dispersion and benthic impact from offshore sea-cage aquaculture in the macaronesian region. *Ecological Modelling* 361 (October):122–34. doi:10.1016/J.ECOLMODEL.2017.08.006.
- Russell, M., C. D. Robinson, P. Walsham, L. Webster, and C. F. Moffat. 2011. Persistent organic pollutants and trace metals in sediments close to scottish marine fish farms. *Aquaculture* 319:262–71. doi:10.1016/j.aquaculture.2011.06.030.
- Saher, N. U., and A. S. Siddiqui. 2019. Occurrence of heavy metals in sediment and their bioaccumulation in sentinel crab (*Macrophthalmus depressus*) from highly impacted coastal zone. *Chemosphere* 221:89–98. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.01.008.
- Sarı, E. M., N. Çağatay, D. Acar, M. Belivermiş, Ö. Kılıç, T. N. Arslan, A. Tutay, M. A. Kurt, and N. Sezer. 2018. Geochronology and sources of heavy metal pollution in sediments of Istanbul Strait (Bosporus) outlet area, SW Black Sea, Turkey. *Chemosphere* 205 (August):387–95. doi:10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.04.096.
- Shin, P. K. S., and W. K. C. Lam. 2001. Development of a marine sediment pollution index. *Environmental Pollution* 113 (3):281–91. doi:10.1016/S0269-7491(00)00192-5.
- Song, H., J. Liu, P. Yin, and Y. Zhang. 2017. Distribution, enrichment and source of heavy metals in Rizhao Offshore Area, Southeast Shandong Province. *Marine Pollution Bulletin* 119 (2):175–80. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.04.017.
- Squadrone, S., P. Brizio, C. Stella, M. Prearo, P. Pastorino, L. Serracca, C. Ercolini, and M. C. Abete. 2016. Presence of trace metals in aquaculture marine ecosystems of the northwestern mediterranean sea (Italy). *Environmental Pollution* 215:77–83. doi:10.1016/j.envpol.2016.04.096.
- Sutherland, T. F., S. A. Petersen, C. D. Levings, and A. J. Martin. 2007. Distinguishing between natural and aquaculture-derived sediment concentrations of heavy metals in the broughton archipelago, British Columbia. *Marine Pollution Bulletin* 54 (9):1451–60. doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2007.05.010.
- Touch, N., T. Hibino, H. Takata, and S. Yamaji. 2017. Loss on ignition-based indices for evaluating organic matter characteristics of littoral sediments. *Pedosphere* 27 (5):978–84. doi:10.1016/S1002-0160(17)60487-9.
- Turekian, K. K., and K. H. Wedepohl. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *GSA Bulletin* 72 (2):175–92. doi:10.1130/0016-7606(1961)72[175:DOTEIS]2.0.CO;2.
- Ustaoglu, F., and Y. Tepe. 2019. Water quality and sediment contamination assessment of pazarsuyu stream, Turkey using multivariate statistical methods and pollution indicators. *International Soil and Water Conservation Research* 7 (1):47–56. doi:10.1016/j.iswcr.2018.09.001.
- Wai, K. M., M. Umezaki, S. Kosaka, O. Mar, M. Umemura, T. Fillman, and C. Watanabe. 2018. Impact of prenatal heavy metal exposure on newborn leucocyte telomere length: A birth-cohort study. *Environmental Pollution* 243 (December):1414–21. doi:10.1016/J.ENVPOL.2018.09.090.
- Xia, B., P. Guo, Y. Lei, T. Zhang, and R. Qiu. 6. Investigating speciation and toxicity of heavy metals in anoxic marine sediments: A case study from a mariculture bay in Southern China. *Journal of Mountain Science* 12:1038–50. doi:10.1007/s11629-014-3358-9.
- Xie, B., J. Qin, H. Yang, X. Wang, Y.-H. Wang, and T.-Y. Li. 2013. Organic aquaculture in China: A review from a global perspective. *Aquaculture* 414–415:243–53. doi:10.1016/j.aquaculture.2013.08.019.

- Zaaboub, N., M. V. A. Martins, A. Dhib, B. Béjaoui, F. Galgani, M. El Bour, and L. Aleya. 2015. Accumulation of trace metals in sediments in a mediterranean lagoon: Usefulness of metal sediment fractionation and elutriate toxicity assessment. *Environmental Pollution* 207 (December):226–37. doi:10.1016/J.ENVPOL.2015.09.033.
- Zhang, L., Z. Shi, Z. Jiang, J. Zhang, F. Wang, and X. Huang. 2015. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in marine organisms in east and west Guangdong coastal regions, South China. *Marine Pollution Bulletin* 101 (2):930–37. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.041>.
- Zhu, X., R. Zhang, S. Liu, Y. Wu, Z. Jiang, and J. Zhang. 2017. Seasonal distribution of dissolved iron in the surface water of Sanggou Bay, a typical aquaculture area in China. *Marine Chemistry* 189 (February):1–9. doi:10.1016/J.MARCHEM.2016.12.004.
- Zhulay, I., K. Reiss, and H. Reiss. 2015. Effects of aquaculture fallowing on the recovery of macrofauna communities. *Marine Pollution Bulletin* 97 (1–2):381–90. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.05.064.
- Zonta, R., D. Cassin, R. Pini, and J. Dominik. 2019. Assessment of heavy metal and as contamination in the surface sediments of po delta lagoons (Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 225 (September):106235. doi:10.1016/J.ECSS.2019.05.017.



Heavy metal concentrations in wild and farmed gilthead sea bream from southern Mediterranean Sea—human health risk assessment

Ryhane Lounas¹ · Hamza Kasmi² · Safia Chernai¹ · Nadia Amarni¹ · Louiza Ghebriout³ · Boualem Hamdi¹

Received: 26 May 2020 / Accepted: 4 February 2021

© The Author(s), under exclusive licence to Springer-Verlag GmbH, DE part of Springer Nature 2021

Abstract

Arsenic, cadmium, copper, lead, and zinc concentrations in the edible part of wild and farmed *Sparus aurata* from Algerian coastal were determined. The highest concentrations of cadmium ($0.0078 \text{ mg kg}^{-1}$ wet weight), copper (0.98 mg kg^{-1} w.w), and zinc (5.1 mg kg^{-1} w.w) were recorded in farmed sea bream, whereas the highest arsenic (5.02 mg kg^{-1} w.w) and lead (0.006 mg kg^{-1} w.w) levels were registered in wild one. The statistical analysis (Friedman test, $p < 0.05$) indicated that the origin of fish (wild, farmed in a cage, and farmed in raceway) has relevance to the distribution of metal. Estimated weekly intake of inorganic arsenic, cadmium, and lead for a 72.5-kg person consuming *Sparus aurata* from Algeria does not exceed 1% of the WHO/JECFA recommended rate for all metals, certainly due to the limited consumption of seafood products by the local population. The total target hazard index is far less than “one” 1, and the carcinogenic risk for arsenic exceeds the acceptable value of 10^{-5} . Based on the result of this study, the potential risk to human health from the consumption of contaminate farmed sea bream (in the cage) should be considered.

Keywords *Sparus aurata* · Trace elements · Target hazard quotient (THQ) · Mariculture · Carcinogenic risk · Estimated daily intake (EDI) · Aquaculture · Algerian coasts

Highlights

- The concentration of trace elements in farmed sea bream is lower than in wild one.
- Cadmium level in farmed fish is higher than in wild one.
- Intake metals from consuming *S. aurata* do not exceed 1% of the weekly recommended rate for all metal values.
- THQs showed that there is no health risk for sea bream’s consuming population.
- Arsenic has the highest probability of cancer risk.

Responsible Editor: V. V. S. S. Sarma

✉ Ryhane Lounas
louna.ryhane@gmail.com

Hamza Kasmi
ks.amza@yahoo.fr

Safia Chernai
shamdi.01sh@gmail.com

Nadia Amarni
amarninadia@hotmail.com

Louiza Ghebriout
fairouz_ghab@hotmail.fr

Boualem Hamdi
bhamdi_99@yahoo.fr

- ¹ Laboratory of Conservation and Valorization of Marine Resources, National Higher School of Marine Science and Coastal Management (ENSSMAL), University Campus of Dely Ibrahim, Bois des Cars, 16320 Algiers, Algeria
- ² SGS Centre, sécurité de convoyage de fonds et de produits sensibles et/ou dangereux, Bois des Cars III Villa n°96, Dely-Ibrahim, 16320 Algiers, Algeria
- ³ University of Science and Technology Houari Boumediene (USTHB), BP 32 El Alia, Bab Ezzouar, 16111 Algiers, Algeria

Introduction

The significant increase in the amount of heavy metals in the aquatic environment due to anthropogenic activities (Puttiwongrak et al. 2019) makes heavy metals the topic of considerable attention given their toxicity, chronic persistence, bioaccumulation, and biomagnification at different trophic levels (Cherfi et al. 2015; Chouvelon et al. 2019). Heavy metals such as iron (Fe), zinc (Zn), copper (Cu), cobalt (Co), manganese (Mn), nickel (Ni), chromium (Cr), or selenium (Se) are essential for good physiological functioning of fish and human (Justino et al. 2016). However, dietary deficiencies of each of these trace metals are associated with specific medical disorders (Cousins and Liuzzi 2018), while some metals, such as arsenic, cadmium, and lead, are non-essential even in trace amounts (Rajeshkumar and Li 2018). Most marine organisms tend to accumulate heavy metals from their habitat via the gills and skin or through food (Xie et al. 2013; Iamiceli et al. 2015). Generally, heavy metal accumulates in all the vital organs of the fish (Javed and Usmani 2019) and could be the cause of apoptosis in marine fishes (Cuesta et al. 2016).

Consumption of seafood has a beneficial health effect (Daschner 2016; Ballesteros et al. 2020). It helps to reduce the incidence of diabetes and the development of cardiovascular disease (Ward and Hintze 2016). Moreover, fish is rich in omega-3 fatty acids (Prato and Biandolino 2015) that are vital for normal brain function and cognitive development (Babenko 2016). In addition to being a source of proteins and minerals useful for the wellness of humans (Bruno et al. 2019), fishes have been used as a biomarker for trace metal pollution in the aquatic environment (Łuczyńska et al. 2018). In the Mediterranean eating habits, fish remains an essential ingredient (Hidalgo-Mora et al. 2020). As follows, to satisfy the increased demand for seafood products, aquaculture was developed in the Mediterranean Sea (Angel 2013). The main farmed finfish species in the region are gilthead sea bream (*Sparus aurata*) (Teulier et al. 2019). Its production in Algeria is estimated at approximately 750 tons in 2018, and it is carried out in coastal ponds, or in the open sea cage (DGPA 2018).

The Mediterranean Sea has been significantly affected by trace element pollution (Paraskevopoulou et al. 2014), and fish consumption is the main source of these contaminants to humans (Damiano et al. 2011). The monitoring of heavy metals in aquatic resources is therefore required to guarantee the safety of aquatic products and human health (Ezemonye et al. 2019) since the ingestion of contaminate products might threaten public health. One of the principal mechanisms responsible for metal toxicity has been attributed to oxidative stress (Madkour 2020) involved in preterm births (Shachar et al. 2013), and damage to biomolecules like lipids and DNA, leading to cardiovascular disease (Melila et al. 2019) and tumor development (Wallace and Buha Djordjevic 2020) as well as disorders of the nervous and digestive systems

(Andersen et al. 2017; Su et al. 2017). Previous studies have been carried out in this way in the Mediterranean region (Marengo et al. 2018; Traina et al. 2019), including the Algerian coastal (Ansel and Benamar 2018; Ouali et al. 2018; Mehoul et al. 2019). However, the specific objectives of the present research were to determine the levels of toxic heavy metals (As, Cd, and Pb) and essential elements (Cu, Zn) in the muscle of wild and farmed (*Sparus aurata*, Linnaeus 1758) from Algerian coasts, as also to assess the potential health risk for consumers by calculating the estimated daily intake (EDI) and the target hazard quotient (THQ) for the cited elements. Nevertheless, the available data on the concentration of heavy metals in gilthead sea bream from Algerian coastal is scarce in the literature, and so this research serves as a baseline for possible further investigation. Furthermore, to the best of our knowledge, this is the first study on heavy metal concentrations in farmed and wild *Sparus aurata*, as well as on the estimation of the health risk associated through the consumption of this highly appreciated fish by the Mediterranean population. All analyses were conducted by using validated and accredited methods.

Material and methods

Fish sampling

In spring and autumn 2018, wild gilthead sea bream was purchased at the Algiers fish market, which caters to fish from all over the Algerian coast. Farmed ones were collected from two sites, Tizi Ouzou (36° 54' N, 4° 25' E) in north-central Algeria and Ain Temouchent (35°32' 31" N, 1° 07' 19" W) in north-western Algeria (Fig. 1), characterized by different farming method (in floating cages and raceway, respectively) and distinct levels of pollution. The economy of these sectors was based on tourism, fishing, and agriculture. Species were directly transferred to the laboratory on ice. This study focused on the determination of heavy metals As, Cd, Cu, Pb, and Zn in fish muscle due to their excessive consumption.

Sample preparation and analysis

The total length (cm) and body weight (g) were measured for each organism before preparation, and all biometric details are presented in Table 1. In order to reduce contamination, the edible parts were removed with a stainless steel scalpel. The samples obtained were packed in pre-decontaminated polyethylene containers and frozen at -18°C for further analysis. Mostly, all analytical procedures were performed following modified protocols described by Bachouche et al. (2017) and Núñez et al. (2018). In digestion flask, a mixture of $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ (8:3) (Merck, 99%) was added to 1.5 g of homogenized muscle tissues. The digestion flasks were held on

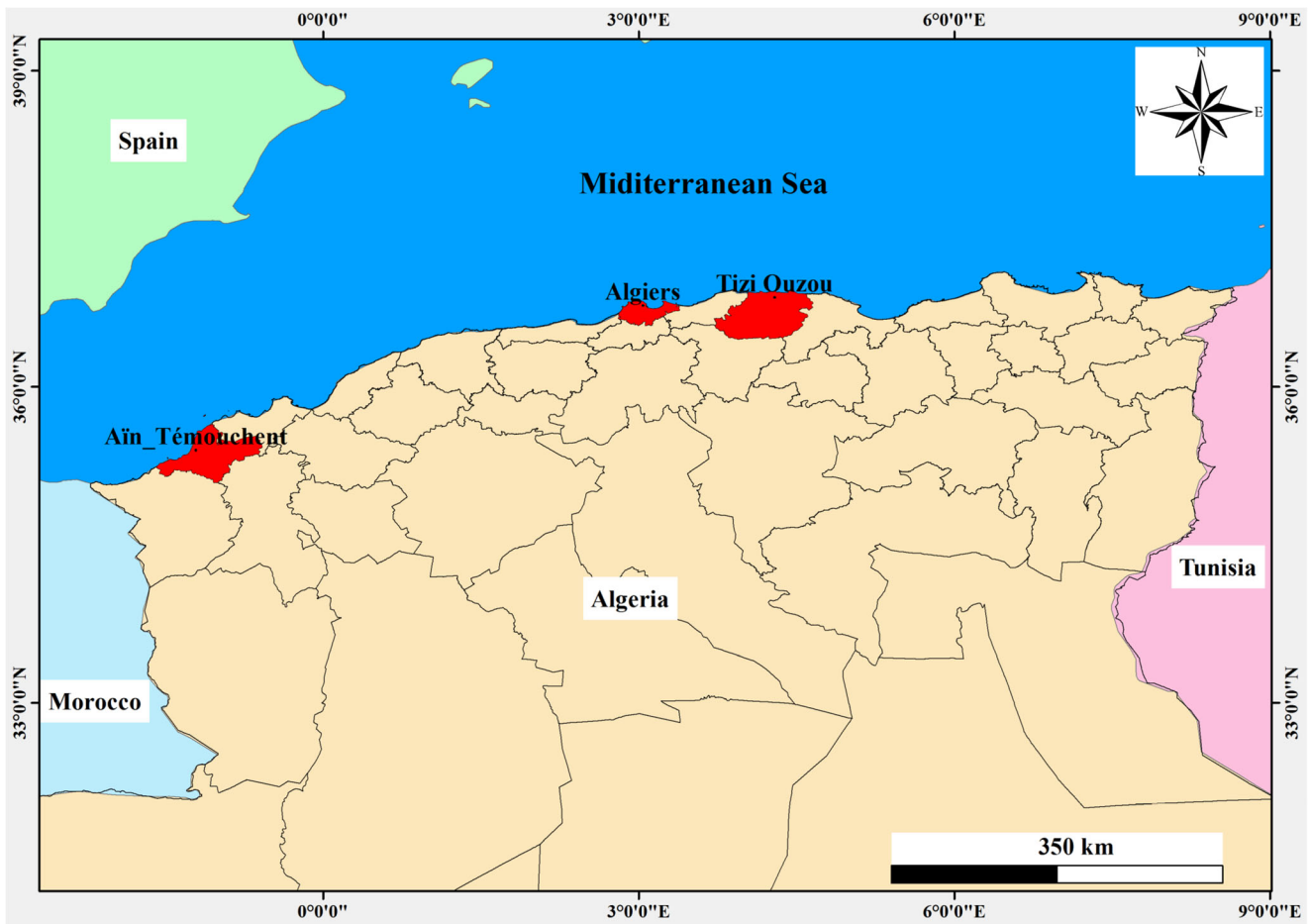


Fig. 1 Sampling stations of gilthead sea bream

the heating plate set at 120 °C (gradually increased) until a transparent solution was obtained. The digested aliquots were cooled to room temperature and then diluted with deionized water. The trace element concentrations were performed by flame (As, Cu, Zn), and graphite furnace (Cd, Pb) using atomic absorption spectroscopy (PerkinElmer, AAnalyst 700) while following the manufacturer’s conditions. All glassware and containers were cleaned by soaking into 20% nitric acid for 24 h and rinsed twice with deionized water before use. Moreover, all chemicals and standard solutions used in the study were obtained from Merck and were of analytical grade. The accuracy of the method was checked by analyzing a certified reference material (fish homogenate sample IAEA-407).

The concentrations found were within 91.67–101.22% of the certified values for all measured trace metals ($n = 3$). The results in micrograms per milligram dry weight were multiplied by 0.2 to refer to wet weight based on the estimated water content of 80% (Plessl et al. 2019).

Health risk assessment of heavy metals

Consumer’s exposure to As, Cd, Cu, Pb, and Zn was determined by calculating the estimated daily intake, according to the formula below (Griboff et al. 2017).

$$EDI = \frac{Ci \times FIR}{BW}$$

Table 1 Biometric data of the studied fish

Origin	n	Length (cm)		Weight (g)	
		Mean ± SD	Range	Mean ± SD	Range
Wild	20	26.48 ± 3.20	21.5–33.1	293.61 ± 62.80	190–430
Raceway	8	25.15 ± 0.74	23.7–26.1	322.07 ± 25.30	287.6–355
Cage	11	25.64 ± 0.47	24.80–26.30	342.49 ± 14.62	312.90–364.80

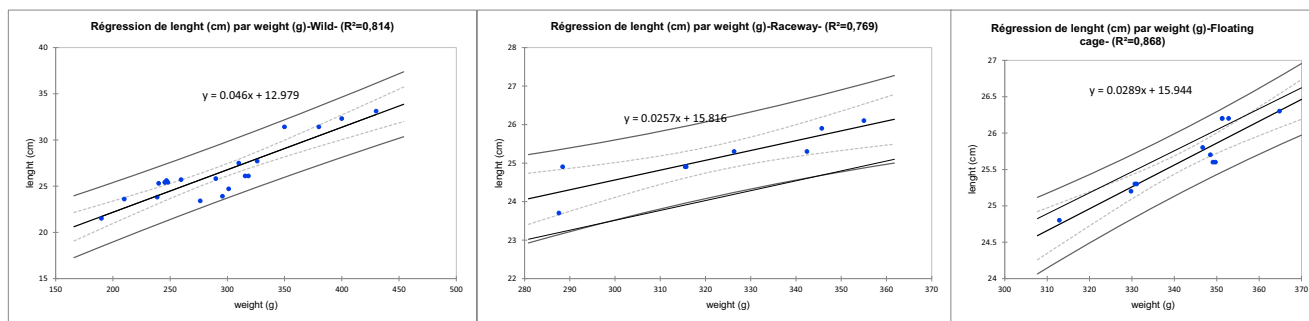


Fig. 2 Length-weight relationship on origin basis

where $EDI (\mu\text{g kg}^{-1} \text{ body weight day}^{-1})$ = the estimated daily intake, FIR = seafood ingestion rate for adults ($7 \text{ g/capita.day}^{-1}$) (FAOSTAT 2017), $Ci (\mu\text{g g}^{-1} \text{ w.w})$ = concentration of the metal in the fish, BW is the average body weight (72.5 kg for this study) (CREAD 2018).

Few studies are reporting that the cooking process could reduce the bioavailability of some metal trace (Alves et al. 2018; Liao et al. 2019). However, it is supposed that the metals were wholly absorbed and that their concentrations were unaffected by the cooking process (Rasmussen et al. 2017). To determine the health risks and the carcinogenicity related to the consumption of marine sea bream from Algerian coastal, the target hazard quotient (THQ) was calculated following the formula below (Copat et al. 2013).

$$THQ = \frac{EF \times ED \times FIR \times Ci}{RfD \times BW \times AT} \times 10^{-3}$$

EF = the exposure frequency 150 days (for people who eat fish 3 times a week) (CREAD 2018); ED = the exposure duration (70 years old) equivalent to the life expectancy at birth; FIR = the seafood ingestion rate in Algeria (7 g/person/day); Ci = the metal concentration in the sample ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ w.w}$); $RfD (\mu\text{g g day}^{-1})$ = the oral reference dose: $Cd = 1 \times 10^{-3}$, $Cu = 4 \times 10^{-2}$, $Zn = 4 \times 10^{-2}$, $Pb = 4 \times 10^{-3}$, and $As = 3 \times 10^{-4}$ (USEPA 2000); BW = the average body weight (72.5 kg for adults); AT = the average exposure time for non-carcinogens ($AT = EF \text{ days/year} \times ED \text{ years}$). Furthermore, all arsenic consumption limit calculations were

made assuming that the toxic inorganic arsenic was 10% of the total (Marengo et al. 2018).

In this present work, the cumulative target hazard quotient (TTHQ) was calculated by adding the THQ value of each metal as follows:

$$TTHQ = \sum_i^n THQ_i$$

A $THQ < 1$ indicates that daily exposure is unexpected to have any negative effects on human health over a lifetime, whereas $THQ \geq 1$ indicates possible adverse effects (USEPA 2015).

The lifetime carcinogenic risk of As, Cd, and Pb was calculated following (USEPA 2000) equation.

$$LCR = CSF \times EDI$$

where CSF is the carcinogenic slope factor of $0.0085 (\text{mg/kg/day})^{-1}$, $1.5 (\text{mg/kg/day})^{-1}$, and $6.3 (\text{mg/kg/day})^{-1}$ for Pb, As, and Cd, respectively. EDI is the estimated daily intake of heavy metals ($\text{mg kg}^{-1} \text{ body weight day}^{-1}$). Acceptable risk levels for carcinogens range are from 10^{-4} to 10^{-6} ; in this study, we consider 10^{-5} the standard point for cancer.

Data analysis

Non-parametric test statistics were applied to check the significance of differences between the two groups (wild and

Table 2 The average metal and range concentrations of metals (mg/kg wet weight) in muscle of *Sparus aurata*

Origin		As	Cd	Cu	Pb	Zn
Wild	Mean ± SD	4.27 ± 0.65	0.0023 ± 0.0034	0.29 ± 0.10	0.0045 ± 0.013	4.13 ± 0.18
	[Min–Max]	[1.88–5.02]	[< LD–0.005]	[0.18–0.40]	[< LD–0.006]	[3.42–4.84]
Raceway	Mean ± SD	2.40 ± 0.17	0.003 ± 0.004	0.45 ± 0.09	0.002 ± 0.0034	4.78 ± 0.25
	[Min–Max]	[0.8–3.89]	[0.002–0.004]	[0.24–0.65]	[0.0015–0.0024]	[4.39–5.05]
Cage	Mean ± SD	3.52 ± 0.21	0.004 ± 0.0021	0.52 ± 0.044	0.0027 ± 0.00132	5.02 ± 0.0304
	[Min–Max]	[3.32–3.68]	[< LD–0.0078]	[0.28–0.98]	[0.0021–0.004]	[4.69–5.1]

< LD = values were below the limits of detection by spectrophotometry, 0.001 ppm for Pb and 0.002 ppm for Cd

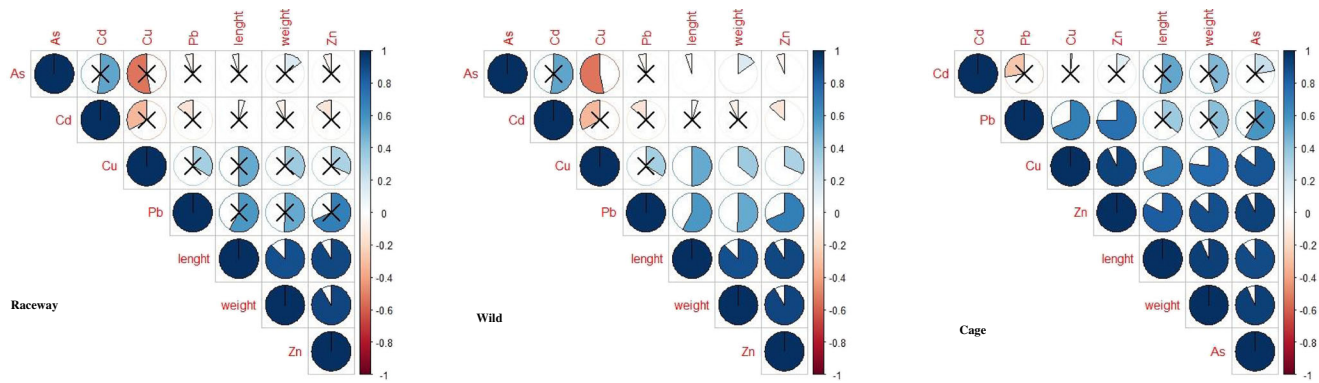


Fig. 3 Correlation matrix between heavy metals and fish size. (The intensity of the color and the size of the circles are proportional to the correlation coefficients, p -value > 0.05 are barred by a cross)

farmed). The Spearman correlation tests were performed using the R {corrplot} package, whose Spearman correlation test values are represented as correlation coefficients (color intensity and circle size are proportional to the correlation coefficients). In the figure, correlations with a p -value > 0.05 are considered insignificant, and hence, the correlation coefficient values are crossed out. All analysis was performed using R software (3.5.2). The significance level of $p < 0.05$ was taken.

Results and discussion

Biometric parameters

A total of 39 individuals of sea bream from different habitats were analyzed for our study. The collected specimens had an average length and weight of [mean = 26.97 ± 1.48 cm] and [mean = 313.24 ± 39.52 g], respectively. Estimating biometric data is important for stock assessment and management (Balazadeh and Litvak 2018), and it is considered an indication of food availability in the environment (Gauthier et al. 2008). Fish biometry varies relative to the origin of the species (wild, raceway, and cage; Friedman’s test, $p < 0.05$). This variation is likely due to the high density which could affect adversely the body weight, total length, and metabolism (de las Heras et al. 2015; Sánchez-Muros et al. 2017). The better growth performance of gilthead sea bream was noted at low density (Carbonara et al. 2019), which could explain that the maximum values of biometric data were observed in a wild *S. aurata*. However, no significant difference was observed between rearing systems (raceway or floating cage) (Mann-Whitney test, p -value > 0.05) in accordance with the result of Vasconi et al. (2019) about the different farms.

The length-weight relationship was evaluated for all specimens on the basis of their origin (Fig. 2). The coefficients of determination R^2 values were 0.76, 0.81, and 0.86 for the raceway, wild, and floating cages, respectively.

The results indicate that all species showed a positive and significant correlation ($p < 0.05$) between length and weight, in

line with the results of Hadjou et al. (2017) for sea bream from the Algerian coasts. Hence, it appears that the origin does not alter the length-weight relationship. Therefore, other parameters control fish sizes such as the season (Jisr et al. 2018), the gonadal development (Arfuso et al. 2017), climate change, and ocean acidification (Réveillac et al. 2015), as well as aquaculture practices (Palmeri et al. 2008), feeding rate (Hossain et al. 2016), and their behavior (Castanheira et al. 2016).

Metal concentrations in wild and farmed sea bream

The mean and the range concentrations of As, Cd, Cu, Pb, and Zn (mg/kg wet weight) in the muscle of wild and farmed gilthead sea bream are presented in Table 2. The most abundant elements were zinc and arsenic. On the opposite, the lowest concentrations were to lead and cadmium. However, the highest concentrations of Cd, Cu, and Zn were recorded in farmed sea bream, whereas the highest As and Pb concentrations were registered in a wild one. The farmed fish samples show concentration levels below the wild fish ones, in accordance with Iamiceli et al. (2015). A significant correlation between fish diet and trace elements was identified in sea bream (Psoma et al. 2014). Feed pallets were enriched with Zn and Cu for the good performance of the fish metabolism (Wang et al. 2020). It is assumed that cadmium has mainly accumulated through feed since aquaculture compound feeds are recognized as the main source of contaminants (Amlund et al. 2012). Furthermore, the fish feed was produced by small fish that come from the polluted area. The origin of the fish is determined for the concentration of metals; moreover, distinctions in the metal content were found between the different rearing systems (farms) (Friedman test, $p < 0.05$). However, this may be due to production cycle time, in this study (36 months for caged rearing against 18 months in raceway) as well as the origin of juvenile fish (genetic factor) and composition of fish feed.

In wild fish, a negative correlation was observed between arsenic and copper. While zinc provides a positive correlation with fish size in all habitats, in agreement with Tapia et al. (2012)

Table 3 The heavy metal concentrations in edible gilthead sea bream (mg/kg = µg/g w.w) from Algerian coastal and those in different Mediterranean regions

Species	Units	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Type	Origin	Reference
<i>S. aurata</i>	mg/kg w.w	0.534	0.0082	0.4	0.04	6.864	Farmed	Adriatic Sea	Dolencec et al. (2014)
<i>S. aurata</i>	mg/kg w.w	0.954	0.0104	0.394	0.1	4.708	Wild	Adriatic Sea	Dolencec et al. (2014)
<i>S. aurata</i>	µg/g w.w	—	< LD	0.024	< 0.004	—	Farmed	Mediterranean Sea (Italy)	Iamiceli et al. (2015)
<i>S. aurata</i>	µg/g w.w	0.98 ± 0.28	0.0044	0.26 ± 0.06	0.028	3.18 ± 0.64	Farmed	Ligurian sea (Italy)	Minganti et al. (2010)
<i>S. aurata</i>	µg/g w.w	6.32 ± 1.7	0.0014	0.32 ± 0.08	0.0054	3.64 ± 0.58	Wild	Ligurian sea (Italy)	Minganti et al. (2010)
<i>S. aurata</i>	mg/kg w.w	—	1.255 ± 0.793	6.237 ± 1.45	3.830 ± 1.445	14.35 ± 2.43	Wild	Mediterranean Sea (Turkey)	Dural et al. (2011)
<i>S. aurata</i>	mg/kg w.w	—	< LD	< LD	< LD	7.02	Farmed	Ionian Sea (Greece)	Kalantzi et al. (2016)
<i>S. aurata</i>	mg/kg w.w	5.489 ± 0.565	0.002 ± 0.001	0.20 ± 0.016	0.006 ± 0.001	3.55 ± 0.20	Wild	Corsica Mediterranean sea	Marengo et al. (2018)
<i>S. aurata</i>	mg/kg w.w	2.739 ± 0.572	0.004 ± 0.002	0.497 ± 0.137	0.013 ± 0.009	4.34 ± 0.28	Farmed	Corsica Mediterranean sea	Marengo et al. (2018)
<i>S. aurata</i>	µg/g w.w	—	0.001 ± 0.001	—	0.03 ± 0.042	—	Farmed	Aegean-Cretan Sea (Greece)	Renieri et al. (2019)
<i>S. aurata</i>	µg/g w.w	—	0.007 ± 0.008	—	0.21 ± 0.189	—	Wild	Aegean-Cretan Sea (Greece)	Renieri et al. (2019)
<i>S. aurata</i>	mg/kg w.w	11.95 ± 8.45	< LD	—	—	—	Wild	Northwest Mediterranean (France)	Bouchoucha et al. (2019)
<i>S. aurata</i>	µg/g w.w	4.27 ± 0.65	0.002 ± 0.0034	0.29 ± 0.10	0.0045 ± 0.013	4.13 ± 0.18	Wild	Mediterranean Sea (Algerian coastal)	This study
<i>S. aurata</i>	µg/g w.w	2.4 ± 0.17	0.003 ± 0.004	0.45 ± 0.09	0.002 ± 0.0034	4.78 ± 0.25	Raceway		
<i>S. aurata</i>	µg/g w.w	3.52 ± 0.21	0.004 ± 0.0021	0.52 ± 0.044	0.0027 ± 0.0013	5.02 ± 0.03	Cage		

on the other hand, copper and lead were positively correlated with body size of caged fish and wild one, respectively (Fig. 3). Even more so some positive inter-metallic correlation was found in fish from cages. It is suggested that these metals are linked with each other and that their accumulation behavior in muscle is identical. Our results were opposite to those of Merciai et al. (2014) that report no correlation between metal accumulation and body size in the Mediterranean Sea.

Heavy metal levels in fishes showed a strong correlation with their habitat (Zhao et al. 2012; Yigit et al. 2018). Lead and zinc were bioaccumulated in fish muscle (Askary Sary and Mohammadi 2012). This correlation is due to bioavailability of metal and proximity to coastal: *Sparus aurata* is a euryhaline species and the fish farm was close to the shoreline (coastal mariculture) where gasoline leaks from fishing boats in harbors and contaminate local environment (Lounas et al. 2020). Copper is essential for the growth, spawning, and swimming performance of the fish (Grosell 2011), while zinc is a cofactor of proteins and functions (Hogstrand 2011). Thus, Cu and Zn were easier to accumulate in fish than non-essential elements (Cd and Pb) (Qiu 2015) while arsenic is a toxic element, particularly in its inorganic form, without nutritional or metabolic known functions (Ferrante et al. 2019) and whose concentrations decrease as trophic level increases (McIntyre and Linton 2011). For the other metals, there was no significant relationship, mainly due to food abundance and composition (composed feed or carnivorous) (Ouellet et al. 2013), as well as the season (Ongeri et al. 2012). Previous studies have exhibited that particular fish parasites can accumulate toxic metals from the aquatic environment (Dural et al. 2011). In brief, all metal levels were significantly different among areas (Friedman’s test, $p < 0.05$).

Levels of Cd and Pb found in the edible part of wild and farmed *Sparus aurata* were in close agreement with earlier reports in the Mediterranean Sea, like in Turkey (Dolencec et al. 2014), Italy (Iamiceli et al. 2015), and in Corsica (Marengo et al. 2018). However, our study and that of Bouchoucha et al. (2019) report higher arsenic levels in farmed sea bream than that of Minganti et al. (2010). Elsewhere Cu and Zn levels were consistent with a previous report in literature around the Mediterranean Sea (Table 3) yet well below the findings of Dural et al. (2011) in Turkey. These differences relate to farming practices and feed composition, as well as the homeostatic regulation and detoxification processes in the fish (Wang et al. 2016; Morcillo et al. 2018).

Human health risk

The calculated daily intake (EDI) and weekly intake values of metals from fish consumption are presented in Table 4.

Estimates of consumer intake are compared with the provisional tolerable weekly intakes (PTWI) and provisional tolerable daily intakes (PTDI) appropriate for assessing the

Table 4 Estimated daily and weekly intake of As_{inorg}, Cd, Cu, Pb, and Zn from consumption of fish from southern Mediterranean Sea

Metals	PTWI ^{a,*}	PTWI ^b	PTDI ^c	Wild		Raceway		Cage		Total EWI	EWI/ PTWI%
				EWI ^d	(EDI) ^e	EWI ^d	(EDI) ^e	EWI ^d	(EDI) ^e		
As _{inorg}	15	1087.5	2.14	2.89E-01	4.12E-02	1.62E-01	2.32E-02	2.38E-01	3.40E-02	6.89E-01	6.33E-02
Cd	25	453.125	0.83	1.35E-03	1.93E-04	2.03E-03	2.90E-04	2.70E-03	3.86E-04	6.08E-03	1.34E-03
Cu	3500	253,750	500	1.96E-01	2.80E-02	3.04E-01	4.34E-02	3.51E-01	5.02E-02	8.52E-01	3.36E-04
Pb	21	1522.5	3	3.04E-03	4.34E-04	1.35E-03	1.93E-04	1.82E-03	2.61E-04	6.22E-03	4.08E-04
Zn	2100	57,750	300	2.79E+00	3.99E-01	3.23E+00	4.62E-01	3.39E+00	4.85E-01	9.41E+00	1.63E-02
Total											8.17E-02

As_{inorg} = 10% of total arsenic

^a Provisional permissible tolerable weekly intake (PTWI) (µg/kg body weight/week) (FAO/WHO 2020)

^b PTWI for 72.5 kg person (µg/week)

^c Permissible tolerable daily intake (PTDI) (µg/day) (FAO/WHO 2020)

^d Estimated weekly intake (EWI) (µg)

^e Estimated daily intake (EDI) (µg)

* PTWI for Cd in (µg/month) (JECFA 2011)

safety of finfish consummate by the Algerian population. PTWI values for As_{inorg} and Pb were 15 µg/kg body weight/week and 21 µg/kg body weight/week, respectively, whereas PTWI value for Cd was 25 µg/kg body weight/month (FAO/WHO 2013; JECFA 2011). Therefore, PTWI of As_{inorg}, Cd, and Pb for a 72.5 kg person is 1087.5 µg/week, 453.125 µg/week, and 1522.5 µg/week, respectively (Table 4). The average daily fish consumption in Algeria is 7 g/day/capita; this is also equivalent to 49 g/week. The estimated weekly intake (EWI) of As_{inorg} was between 0.16 and 0.29 µg, the highest value was from the wild one, and the EWI values of Cd and Pb were deficient (on the order of 10⁻³). PTWI is significantly independent of the origin of the fish (*t*-test, *p* < 0.05). The estimated weekly intake of As_{inorg}, Cd, and Pb for a 72.5 kg person consuming *Sparus aurata* from Algerian coastal are considerably lower than the recommended PTWI values. The rates of heavy metals from consumption of fish represent less than 1% of WHO/JECFA permissible metal intake, certainly due to the limited consumption of seafood products by the Algerian population which is among the lowest in the

Mediterranean region (FAOSTAT 2017) since 66.3% of Algerian consumers consider that meats are an extremely expensive food item (Chikhi and Bencharif 2016) as well as sensitivity to contaminants could be affected by human body weight (Le Magueresse-Battistoni et al. 2018).

Target hazard quotient (THQ) is a strong approach to assess human health risks from fish consumption (Varol and Sünbül 2018); THQs of studied trace metals from gilthead sea bream consumption by Algerian adults are presented in Table 5. The THQ of each metal through the consumption of fish followed in the descending sequence As > Zn > Cu > Cd > Pb. The TTHQ of metal through consumption of fish according to its origin followed in the descending order of Wild > Cage > Raceway. The THQ value of each metal and TTHQ were far less than the safe limit of 1, which indicated that intake of a single metal or all metals through consumption of wild and farmed gilthead sea bream from Algerian coastal do not exhibit adverse effects on the wellness of consumers.

The lifetime carcinogenic risk (LCR) of As, Cd, and Pb due to exposure from fish consumption are listed in Table 6. The LCR

Table 5 Estimated THQ for the different metals and the total THQ through the consumption of farmed and wild *Sparus aurata* in the study area

	THQ-As	THQ-Cd	THQ-Cu	THQ-Pb	THQ-Zn	TTHQ
Wild	1.37E-04	1.93E-07	7.00E-07	1.09E-07	1.33E-06	1.40E-04
Raceway	2.32E-05	2.90E-07	1.09E-06	4.83E-08	1.54E-06	2.61E-05
Cage	1.13E-04	3.86E-07	1.26E-06	6.52E-08	1.62E-06	1.17E-04
TTHQ	2.74E-04	8.69E-07	3.04E-06	2.22E-07	4.48E-06	2.83E-04

Table 6 The lifetime carcinogenic risk (LCR) of As, Cd, and Pb

	LCR-As	LCR-Cd	LCR-Pb
Wild	3.09E-04	6.08E-06	1.85E-08
Raceway	1.74E-04	9.12E-06	8.21E-09
Cage	2.55E-04	1.22E-05	1.11E-08
Total	7.38E-04	2.74E-05	3.78E-08

values for As, Cd, and Pb from fish consumption were 7.38×10^{-4} , 2.74×10^{-5} , and 3.78×10^{-8} , respectively. Acceptable risk levels for carcinogens range from 10^{-4} to 10^{-6} (USEPA 2005). In this study, we consider 10^{-5} the standard point for cancer risk (Núñez et al. 2018). Among all the studied heavy metals, arsenic has the highest probability of cancer risk (mean LCR 7.38×10^{-4}), and lead has the lowest chance of cancer risk (mean LCR 3.78×10^{-8}). The results of this research show that arsenic presents a potential risk to human health through the consumption of possibly contaminated sea bream.

Conclusion

This study was carried out to assess the health risks of exposure to heavy metals through the consumption of emblematic Mediterranean fish (*Sparus aurata*) from Algerian coasts. The average concentrations of total (As, Cd, Cu, Pb, and Zn) in farmed fish were lower than those in wild, whereas the highest Cd concentration was recorded in farmed one. A significant difference in metal concentrations was demonstrated among wild and farmed fish from different rearing systems (cage and raceway). According to the determined THQs, consumption of wild or farmed sea bream could be considered safe for public health, while taking into account the carcinogenic risk for arsenic. The present study serves as a baseline for possible further investigations. It is therefore suggested that continuous monitoring of carcinogenic and essential elements in all seafood products is necessary to assess the potential risks to human health and to evaluate the contamination of ecosystems.

Acknowledgements The authors would like to thank the editors and reviewers for their valuable comments that helped to improve the quality of the manuscript. The authors wish also to thank Mrs. Ilydia Kheyar for the English proofreading of the manuscript.

Author contribution Conceptualization, formal analysis, investigation, methodology, writing-original draft, writing-review and editing: Lounas, Ryhane; funding acquisition, resources, visualization: Kasmi, Hamza; methodology, project administration: Chernai, Safia; software: Amami, Nadia; data analysis: Ghebriout, Louiza; supervision, validation: Hamdi, Boualem

Data Availability Not applicable

Declarations

Ethical approval Ethical approval is not applicable to this study as fish samples used for the analysis of heavy metals were collected from fisheries and market stalls in Algeria. This study did not involve human materials and it is not conducted on the living animals.

Consent to participate Not applicable

Consent to publish Not applicable

Conflict of interest The authors declare that they have no conflicts of interest.

References

- Alves RN, Maulvault AL, Barbosa VL, Fernandez-Tejedor M, Tediosi A, Kotterman M, van den Heuvel FHM, Robbens J, Fernandes JO, Romme Rasmussen R, Sloth JJ, Marques A (2018) Oral bioaccessibility of toxic and essential elements in raw and cooked commercial seafood species available in European markets. *Food Chem* 267:15–27. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2017.11.045>
- Amlund H, Berntssen MHG, Lunestad BT, Lundbye A-K (2012) Aquaculture feed contamination by persistent organic pollutants, heavy metals, additives and drug residues. *Anim Feed Contam* 205–229. <https://doi.org/10.1533/9780857093615.2.205>
- Andersen JCØ, Cropp A, Paradise DC (2017) Solubility of indium-tin oxide in simulated lung and gastric fluids: pathways for human intake. *Sci Total Environ* 579:628–636. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.047>
- Angel DL (2013) Marine aquaculture in the Mediterranean aquaculture in the Mediterranean. *Sustainable Food Production*. Springer New York, In, pp 1121–1138
- Ansel MA, Benamar N (2018) Accumulation of heavy metals in muscle, liver, and gonads of little tunny (*Euthynnus alletteratus*) from the western region of Algeria. *Environ Sci Pollut Res* 25:32,640–32,648. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3254-x>
- Arfuso F, Guerrero MC, Fortino G, Fazio F, Santulli A, Piccione G (2017) Water temperature influences growth and gonad differentiation in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*, L. 1758). *Theriogenology* 88:145–151. <https://doi.org/10.1016/j.theriogenology.2016.09.028>
- Askary Sary A, Mohammadi M (2012) Lead bioaccumulation and toxicity in tissues of economically fish species from river and marine water. *Bull Environ Contam Toxicol* 89:82–85. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0646-3>
- Babenko NA (2016) Brain, fish oil-enriched diet, and sphingolipids. *Fish Fish Oil Heal Dis Prev* 263–272. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802844-5.00024-5>
- Bachouche S, Houma F, Gomiero A, Rabah B (2017) Distribution and environmental risk assessment of heavy metal in surface sediments and red mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and BouIsmaïl Bay (Algeria). *Environ Model Assess* 22:473–490. <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9550-x>
- Balazadeh K, Litvak MK (2018) Using geometric morphometrics for sex determination on adult shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*). *Aquaculture* 487:89–96. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.12.047>
- Ballesteros JM, Struijk EA, Rodríguez-Artalejo F, López-García E (2020) Mediterranean diet and risk of falling in community-dwelling older adults. *Clin Nutr* 39:276–281. <https://doi.org/10.1016/j.clnu.2019.02.004>

- Bouchoucha M, Chekri R, Leufroy A et al (2019) Trace element contamination in fish impacted by bauxite red mud disposal in the Cassidaigne canyon (NW French Mediterranean). *Sci Total Environ* 690:1626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.474>
- Bruno SF, Ekorong FJAA, Karkal SS, Cathrine MSB, Kudre TG (2019) Green and innovative techniques for recovery of valuable compounds from seafood by-products and discards: a review. *Trends Food Sci. Technol.* 85:10–22
- Carbonara P, Alfonso S, Zupa W, Manfrin A, Fiocchi E, Pretto T, Spedicato MT, Lembo G (2019) Behavioral and physiological responses to stocking density in sea bream (*Sparus aurata*): do coping styles matter? *Physiol Behav* 212:112698. <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2019.112698>
- Castanheira MF, Cerqueira M, Millot S, Gonçalves RA, Oliveira CCV, Conceição LEC, Martins CIM (2016) Are personality traits consistent in fish?—the influence of social context. *Appl Anim Behav Sci* 178:96–101. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2016.02.004>
- Cherfi A, Achour M, Cherfi M (2015) Health risk assessment of heavy metals through consumption of vegetables irrigated with reclaimed urban wastewater in Algeria. *Process Saf Environ Prot* 98:245–252. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.08.004>
- Chikhi K, Bencharif A (2016) La consommation de produits carnés en Méditerranée: quelles perspectives pour l'Algérie? The consumption of meat products in the Mediterranean: what prospects for Algeria?. *CIHEAM (Options Méditerranéennes)*, pp. 435–440
- Chouvelon T, Strady E, Harmelin-Vivien M, Radakovitch O, Brach-Papa C, Crochet S, Knoery J, Rozuel E, Thomas B, Tronczynski J, Chiffolleau JF (2019) Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. *Mar Pollut Bull* 146:1013–1030. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.047>
- Copat C, Arena G, Fiore M, Ledda C, Fallico R, Sciacca S, Ferrante M (2013) Heavy metals concentrations in fish and shellfish from eastern Mediterranean Sea : consumption advisories. *Food Chem Toxicol* 53:33–37. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2012.11.038>
- Cousins RJ, Liuzzi JP (2018) Trace metal absorption and transport. In: *Physiology of the Gastrointestinal Tract: Sixth Edition*. Elsevier Inc., pp 1485–1498
- CREAD (2018) Projets de recherche. Centre de recherche en économie appliquée pour le développement, Algiers
- Cuesta A, Morcillo P, María A (2016) Heavy metals produce toxicity, oxidative stress and apoptosis in the marine teleost fish SAF-1 cell line. *Chemosphere* 144:e9–e9. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.020>
- Damiano S, Papetti P, Menesatti P (2011) Accumulation of heavy metals to assess the health status of swordfish in a comparative analysis of Mediterranean and Atlantic areas. *Mar Pollut Bull* 62:1920–1925. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.028>
- Daschner A (2016) Risks and possible health effects of raw fish intake. *Fish Fish Oil Heal Dis Prev*:341–353. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802844-5.00031-2>
- de las Heras V, Martos-Sitcha JA, Yúfera M et al (2015) Influence of stocking density on growth, metabolism and stress of thick-lipped grey mullet (*Chelon labrosus*) juveniles. *Aquaculture* 448:29–37. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.05.033>
- DGPA (2018) Direction générale de la pêche et de l'aquaculture. Ministère de la pêche et des productions halieutiques, Algeria
- Dolenec T, Karamarko V, Kniewald G, Dolenec M (2014) Element levels in cultured and wild sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and gilthead sea bream (*Sparus aurata*) from the Adriatic Sea and potential risk assessment. 19–39. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9516-0>
- Dural M, Genc E, Sangun MK, Güner Ö (2011) Accumulation of some heavy metals in *Hysterothylacium aduncum* (Nematoda) and its host sea bream, *Sparus aurata* (Sparidae) from North-Eastern Mediterranean Sea (Iskenderun Bay). *Environ Monit Assess* 174:147–155. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1445-0>
- Ezemonye LI, Adebayo PO, Enuneku AA, Tongo I, Ogbomida E (2019) Potential health risk consequences of heavy metal concentrations in surface water, shrimp (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River, Nigeria. *Toxicol Reports* 6:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.11.010>
- FAOSTAT (2017). Food and Agriculture Organization Statistics Division available at <http://www.fao.org/faostat/en/#data/OA/metadata>. (Accessed 25 July 2017)
- FAO/WHO (2013) Evaluation of certain food additives and contaminants: seventy-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. (WHO technical report series; no. 983).
- FAO/WHO (2020) Food safety and quality: Rapports de synthèse. <http://www.fao.org/food/food-safety-quality/scientific-advice/jecfa/summaryreports/fr/>. Accessed 21 May 2020
- Ferrante M, Napoli S, Grasso A, Zuccarello P, Cristaldi A, Copat C (2019) Systematic review of arsenic in fresh seafood from the Mediterranean Sea and European Atlantic coasts: a health risk assessment. *Food Chem Toxicol* 126:322–331. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.01.010>
- Gauthier C, Campbell PGC, Couture P (2008) Physiological correlates of growth and condition in the yellow perch (*Perca flavescens*). *Comp Biochem Physiol Part A Mol Integr Physiol* 151:526–532. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2008.07.010>
- Griboff J, Wunderlin DA, Monferran MV (2017) Metals, As and Se determination by inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS) in edible fish collected from three eutrophic reservoirs. Their consumption represents a risk for human health? *Microchem J* 130:236–244. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2016.09.013>
- Grosell M (2011) Copper. *Fish Physiology*. Elsevier Inc, In, pp 53–133
- Hadjou Z, Ramdane Z, Tazi N, et al. (2017) Effect of parasitism on the length/weight relationship and the condition index in two groups of *Pagellus acarne* (Risso, 1826)(Perciformes Sparidae), parasitized. biodiversityjournal.com
- Hidalgo-Mora JJ, García-Vigara A, Sánchez-Sánchez ML, García-Pérez MÁ, Tarín J, Cano A (2020) The Mediterranean diet: a historical perspective on food for health. *Maturitas* 132:65–69
- Hogstrand C (2011) Zinc. In: *Fish Physiology*. Elsevier Inc, pp 135–200
- Hossain MY, Hossen MA, Islam MM, Uddin Pramanik MN, Nower F, Paul AK, Adnan Hameed HM, Rahman MM, Kaushik G, Bardoloi S (2016) Biometric indices and size at first sexual maturity of eight alien fish species from Bangladesh. *Egypt J Aquat Res.* 42:331–339. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.09.001>
- Iamiceli AL, Ubaldi A, Lucchetti D, Brambilla G, Abate V, de Felip E, de Filippis SP, Dellatte E, de Luca S, Ferri F, Fochi I, Fulgenzi AR, Iacovella N, Moret I, Piazza R, Roncarati A, Melotti P, Fanelli R, Fattore E, di Domenico A, Miniero R (2015) Metals in Mediterranean aquatic species. *Mar Pollut Bull* 94:278–283. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.034>
- Javed M, Usmani N (2019) An overview of the adverse effects of heavy metal contamination on fish health. *Proc Natl Acad Sci India Sect B Biol Sci* 89:389–403. <https://doi.org/10.1007/s40011-017-0875-7>
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (2011). Working document for information and use in discussions related to contaminants and toxins in the GSCTFF. Available at http://www.fao.org/tempref/codex/Meetings/CCCF/CCCF5/cf05_INF.pdf
- Jisir N, Younes G, Sukhn C, El-Dakdouki MH (2018) Length-weight relationships and relative condition factor of fish inhabiting the marine area of the Eastern Mediterranean city, Tripoli-Lebanon. *Egypt J Aquat Res* 44:299–305. <https://doi.org/10.1016/J.EJAR.2018.11.004>
- Justino CIL, Duarte KR, Freitas AC, Panteleitchouk TSL, Duarte AC, Rocha-Santos TAP (2016) Trends in analytical chemistry contaminants in aquaculture: overview of analytical techniques for their determination. *Trends Anal Chem* 80:293–310. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2015.07.014>

- Kalantzi I, Pergantis SA, Black KD, et al (2016) Metals in tissues of seabass and seabream reared in sites with oxic and anoxic substrata and risk assessment for consumers. *Food Chem* 194:659–670. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.08.072>
- Le Magueresse-Battistoni B, Vidal H, Naville D (2018) Environmental pollutants and metabolic disorders: the multi-exposure scenario of life. *Front Endocrinol (Lausanne)* 9:582. <https://doi.org/10.3389/fendo.2018.00582>
- Liao W, Wang G, Zhao W, Zhang M, Wu Y, Liu X, Li K (2019) Change in mercury speciation in seafood after cooking and gastrointestinal digestion. *J Hazard Mater* 375:130–137. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.093>
- Lounas R, Kasmi H, Chemai S, Amarni N, Hamdi B (2020) Assessing the contamination and ecological risk of sediments around the mariculture area in northern Algeria using a multivariate approach. *J Appl. Aquac.* 1–17:1–17. <https://doi.org/10.1080/10454438.2020.1823297>
- Łuczynska J, Paszczyk B, Łuczynski MJ (2018) Fish as a bioindicator of heavy metals pollution in aquatic ecosystem of Pluszne Lake, Poland, and risk assessment for consumer's health. *Ecotoxicol Environ Saf* 153:60–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.057>
- Madkour LH (2020) Cytotoxic mechanisms of xenobiotic heavy metals on oxidative stress. In: *Reactive Oxygen Species (ROS), Nanoparticles, and Endoplasmic Reticulum (ER) Stress-Induced Cell Death Mechanisms*. Academic Press, pp 159–173
- Marengo M, Durieux EDH, Ternengo S, Lejeune P, Degrange E, Pasqualini V, Gobert S (2018) Comparison of elemental composition in two wild and cultured marine fish and potential risks to human health. *Ecotoxicol Environ Saf* 158:204–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.034>
- McIntyre DO, Linton TK (2011) *Arsenic*. In: *Fish Physiology*. Elsevier Inc, pp 297–349
- Mehouel F, Bouayad L, Berber A, van Hauteghem I, van de Wiele M (2019) Analysis and risk assessment of arsenic, cadmium and lead in two fish species (*Sardina pilchardus* and *Xiphias gladius*) from Algerian coastal water. *Food Addit Contam - Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 36:1515–1521. <https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1634840>
- Melila M, Rajendran R, Lumo AK, Arumugam G, Kpemissi M, Sadikou A, Lazar G, Amouzou K (2019) Cardiovascular dysfunction and oxidative stress following human contamination by fluoride along with environmental xenobiotics (Cd & Pb) in the phosphate treatment area of Togo, West Africa. *J Trace Elem Med Biol* 56:13–20. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.07.002>
- Merciai R, Guasch H, Kumar A, Sabater S, García-Berthou E (2014) Trace metal concentration and fish size: variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicol Environ Saf* 107:154–161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.05.006>
- Minganti V, Drava G, De Pellegrini R, Siccardi C (2010) Trace elements in farmed and wild gilthead seabream, *Sparus aurata*. *Mar Pollut Bull* 60:2022–2025. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.023>
- Morcillo P, Esteban MA, Cuesta A (2018) Metal detoxification in the marine teleost fish *Sparus aurata* L. and *Dicentrarchus labrax* L. *Mar Pollut Bull* 133:835–840. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.043>
- Núñez R, García MÁ, Alonso J, Melgar MJ (2018) Arsenic, cadmium and lead in fresh and processed tuna marketed in Galicia (NW Spain): risk assessment of dietary exposure. *Sci Total Environ* 627:322–331. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.253>
- Ongeri DMK, Lalah JO, Wandiga SO, Schramm KW, Michalke B (2012) Seasonal variability in cadmium, lead, copper, zinc and iron concentrations in the three major fish species, *Oreochromis niloticus*, *Lates niloticus* and *Rastrineobola argentea* in Winam Gulf, Lake Victoria: impact of wash-off into the lake. *Bull Environ Contam Toxicol* 88:166–171. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0472-z>
- Ouali N, Belabed B, Chenchoumi H (2018) Science of the Total Environment Modelling environment contamination with heavy metals in fl athead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from north African coasts of the Mediterranean Sea. *Sci Total Environ* 639:156–174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.377>
- Ouellet JD, Dubé MG, Niyogi S (2013) The influence of food quantity on metal bioaccumulation and reproduction in fathead minnows (*Pimephales promelas*) during chronic exposures to a metal mine effluent. *Ecotoxicol Environ Saf* 91:188–197. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.02.002>
- Palmeri G, Turchini GM, Caprino F et al (2008) Biometric, nutritional and sensory changes in intensively farmed Murray cod (*Maccullochella peelii pealii*, Mitchell) following different purging times. *Food Chem* 107:1605–1615. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.09.079>
- Paraskevopoulou V, Zeri C, Kaberi H, Chalkiadaki O, Krasakopoulou E, Dassenakis M, Scoullou M (2014) Trace metal variability, background levels and pollution status assessment in line with the water framework and Marine Strategy Framework EU Directives in the waters of a heavily impacted Mediterranean Gulf. *Mar Pollut Bull* 87:323–337. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.054>
- Plessl C, Gilbert BM, Sigmund MF, Theiner S, Avenant-Oldewage A, Keppler BK, Jirsa F (2019) Mercury, silver, selenium and other trace elements in three cyprinid fish species from the Vaal Dam, South Africa, including implications for fish consumers. *Sci Total Environ* 659:1158–1167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.442>
- Prato E, Biandolino F (2015) The contribution of fish to the Mediterranean diet. In: *The Mediterranean diet: an evidence-based approach*. Elsevier Inc., pp 165–174
- Psoma AK, Pasiadis IN, Rousis NI, Barkonikos KA, Thomaidis NS (2014) Development, validation and accreditation of a method for the determination of Pb, Cd, Cu and As in seafood and fish feed samples. *Food Chem* 151:72–78. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.11.045>
- Puttiwongrak A, Suteerasak T, Mai PK, Hashimoto K, Gonzalez JC, Rattanakom R, Prueksakorn K (2019) Application of multi-monitoring methods to investigate the contamination levels and dispersion of Pb and Zn from tin mining in coastal sediments at Saphan Hin, Phuket, Thailand. *J Clean Prod* 218:108–117. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.254>
- Qiu YW (2015) Bioaccumulation of heavy metals both in wild and mariculture food chains in Daya Bay, South China. *Estuar Coast Shelf Sci* 163:7–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.036>
- Rajeshkumar S, Li X (2018) Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicol Reports* 5:288–295. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.01.007>
- Rasmussen RR, Søndergaard AB, Bøknæs N et al (2017) Effects of industrial processing on essential elements and regulated and emerging contaminant levels in seafood. *Food Chem Toxicol* 104:85–94. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2017.02.008>
- Renieri EA, Safenkova IV, Alegakis A et al (2019) Cadmium, lead and mercury in muscle tissue of gilthead seabream and seabass: risk evaluation for consumers. *Food Chem Toxicol* 124:439–449. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.12.020>
- Réveillac E, Lacoue-Labarthe T, Oberhänsli F, Teyssié JL, Jeffree R, Gattuso JP, Martin S (2015) Ocean acidification reshapes the otolith-body allometry of growth in juvenile sea bream. *J Exp Mar Bio Ecol* 463:87–94. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.11.007>
- Sánchez-Muros MJ, Sánchez B, Barroso FG, Toniolo M, Trenzado CE, Sanz Rus A (2017) Effects of rearing conditions on behavioural responses, social kinetics and physiological parameters in gilthead sea bream *Sparus aurata*. *Appl Anim Behav Sci* 197:120–128. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2017.08.004>

- Shachar BZ, Carmichael SL, Stevenson DK, Shaw GM (2013) Could genetic polymorphisms related to oxidative stress modulate effects of heavy metals for risk of human preterm birth? *Reprod Toxicol* 42: 24–26. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2013.06.072>
- Su P, Aschner M, Chen J, Luo W (2017) Metals and autophagy in neurotoxicity. In: *Biomaterials in Neurodegenerative Diseases: Mechanisms and Therapeutics*. Elsevier Inc., pp 377–398
- Tapia J, Vargas-chacoff L, Bertrán C et al (2012) Heavy metals in the liver and muscle of *Micropogonias manni* fish from Budi Lake. Araucania Region, Chile: potential risk for humans. 184:3141–3151. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2178-4>
- Teulier L, Thorat E, Queiros Q, McKenzie DJ, Roussel D, Dutto G, Gasset E, Bourjea J, Sarau C (2019) Muscle bioenergetics of two emblematic Mediterranean fish species: *Sardina pilchardus* and *Sparus aurata*. *Comp Biochem Physiol -Part A Mol Integr Physiol* 235:174–179. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2019.06.008>
- Traina A, Bono G, Bonsignore M et al (2019) Ecotoxicology and Environmental Safety Heavy metals concentrations in some commercially key species from Sicilian coasts (Mediterranean Sea): potential human health risk estimation. *Ecotoxicol Environ Saf* 168: 466–478. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.056>
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2000) Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories, vol I: Fish Sampling and Analysis, Third edn. Environmental Protection Agency, Office of Water. U.S
- USEPA (2005) Guidelines for carcinogen risk assessment. EPA/630/P-03/001B. https://www3.epa.gov/airtoxics/cancer_guidelines_final_3-25-05.pdf
- USEPA (2015) Human Health Risk Assessment. Risk-Based Screening Table, Regional Screening Level (Rsl) Summary Table <http://semspub.epa.gov/work/03/2218434.pdf>
- Varol M, Sünbül MR (2018) Multiple approaches to assess human health risks from carcinogenic and non-carcinogenic metals via consumption of five fish species from a large reservoir in Turkey. *Sci Total Environ* 633:684–694. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.218>
- Vasconi M, Lopez A, Galimberti C, Moreno Rojas JM, Muñoz Redondo JM, Bellagamba F, Moretti VM (2019) Authentication of farmed and wild european eel (*Anguilla anguilla*) by fatty acid profile and carbon and nitrogen isotopic analyses. *Food Control* 102:112–121. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2019.03.004>
- Wallace DR, Buha Djordjevic A (2020) Heavy metal and pesticide exposure: a mixture of potential toxicity and carcinogenicity. *Curr Opin Toxicol*. 19:72–79
- Wang J, Xiao J, Zhang J, Chen H, Li D, Li L, Cao J, Xie L, Luo Y (2020) Effects of dietary Cu and Zn on the accumulation, oxidative stress and the expressions of immune-related genes in the livers of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Fish Shellfish Immunol* 100:198–207. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2020.03.012>
- Wang Y, Wei Y, Guo P, Pan J, Wu Q, Liu N (2016) Distribution variation of heavy metals in maricultural sediments and their enrichment, ecological risk and possible source—a case study from Zhelin bay in Southern China. *Mar Pollut Bull* 113:240–246. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.028>
- Ward R, Hintze K (2016) Fish and fish oil for cardiovascular disease in diabetes. In: *fish and fish oil heal dis prev*. Academic press, pp 217–229.
- Xie B, Qin J, Yang H, Wang X, Wang YH, Li TY (2013) Organic aquaculture in China: a review from a global perspective. *Aquaculture* 414–415:243–253. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.08.019>
- Yigit M, Dwyer R, Celikkol B, Yilmaz S, Bulut M, Buyukates Y, Kesbic OS, Acar Ü, Ozalp B, Maita M, Ergün S (2018) Human exposure to trace elements via farmed and cage aggregated wild Axillary seabream (*Pagellus acarne*) in a copper alloy cage site in the Northern Aegean Sea. *J Trace Elem Med Biol* 50:356–361. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.07.020>
- Zhao S, Feng C, Quan W, Chen X, Niu J, Shen Z (2012) Role of living environments in the accumulation characteristics of heavy metals in fishes and crabs in the Yangtze River Estuary, China. *Mar Pollut Bull* 64:1163–1171. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.023>

Publisher's note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Dynamics of the genus *Ostreopsis* (Gonyaulacales, Dinophyceae) in a Mediterranean fish farm

Ryhane Lounas · Hamza Kasmi · Safia Chernai · Nadia Amarni · Boualem Hamdi

Received: 26 October 2020 / Accepted: 2 May 2021
© The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature Switzerland AG 2021

Abstract This study revealed the dynamics of the genus *Ostreopsis* in the south-western Mediterranean Sea fish farm during the 2016 and 2017 summers. This phytoplankton is known to produce palytoxin-like compounds, listed among the most potent marine toxins known, and can pose a serious concern for humans in the Mediterranean area. Principal component analysis (PCA) explained the significance of temperature, salinity, and dissolved inorganic nitrogen in the proliferation of this toxic dinoflagellate. The peak of the *Ostreopsis* sp. (6.34×10^3 cells L⁻¹) was recorded at 28.4 °C, at a salinity of 38.3 PSU, and the dissolved inorganic nitrogen had a value of

0.60 μmol L⁻¹. Our results highlight the importance of monitoring the proliferation of this harmful dinoflagellate in southern Mediterranean waters.

Keywords Algeria · Aquaculture · Harmful algae bloom · *Sparus aurata* · Palytoxin

Introduction

Ostreopsis sp. is well known in the tropics as a potentially harmful tycho planktonic dinoflagellate (Parsons et al., 2012). In the recent decades, species of the genus *Ostreopsis* are proliferating in temperate latitudes (Soliño et al., 2020), including the Mediterranean Sea coasts, where recurrent blooms have occurred in Lebanon (Açaf et al., 2020), Tunisia (Ben Gharbia et al., 2019), Italy (Accoroni et al., 2017), Spain (Casabianca et al., 2014), Algeria (Illoul et al., 2012), and Monaco (Cohu et al., 2011).

Highlights

- *Ostreopsis* sp. reported in sea bream fish farm.
- Positive correlation between *Ostreopsis* sp. proliferation, and temperature, salinity, and dissolved inorganic nitrogen.
- Competition between *Ostreopsis* sp. proliferation, and other microorganisms

R. Lounas (✉) · S. Chernai · N. Amarni · B. Hamdi
Laboratory of Conservation and Valorization of Marine Resources, National Higher School of Marine Science and Coastal Management (ENSSMAL), University Campus of Dely Ibrahim, Bois des Cars, 16320 Algiers, Algeria
e-mail: louna.ryhane@gmail.com

S. Chernai
e-mail: shamdi.01sh@gmail.com

N. Amarni
e-mail: amarninadia@hotmail.com

B. Hamdi
e-mail: bhamdi_99@yahoo.fr

H. Kasmi
Sécurité de Convoyage de Fonds Et de Produits Sensibles Et/Ou Dangereux, SGS Centre, Bois des cars III Villa n°96 Dely-Ibrahim, 16320 Algiers, Algeria
e-mail: ks.amza@yahoo.fr

The toxicity of the *Ostreopsis* genus has been attributed to the synthesis of palytoxin (PLTX)-like compounds that include isobaric palytoxin and ovatoxins (Açaf, 2018). Palytoxin is one of the most dangerous marine toxins known (Patocka et al., 2018). It is known to be strong Na⁺/K⁺ ATPase pump inhibitors (Poli et al., 2018). *Ostreopsis* blooms threaten human health and marine life and can be a source of several economic concerns. It has an impact on tourism (beach closures) (Tichadou et al., 2010), commercial fisheries, and aquaculture (Privitera et al., 2012; Rhodes & Munday, 2016). Also, the accumulation of this microalga strongly disrupts the food web (Boisnoir et al., 2020).

The means of *Ostreopsis* sp. intoxication are the physical contact with contaminated water (bathing activities) (Vila et al., 2012) or inhalation of the marine aerosol containing PLTX and/or cellular debris of *Ostreopsis* sp. (Ciminiello et al., 2014; Zingone et al., 2020), as well as the consumption of contaminated seafood (Aligizaki et al., 2011) since palytoxin-like compounds have been found in fish, echinoderms, gastropods, crustaceans, and cephalopods (Amzil et al., 2012; Biré et al., 2013). One of the most intense exposure to *Ostreopsis* sp. bloom in Algeria occurred in summer 2009, resulting in the intoxication of 400 people and the hospitalization of 40 cases (Illoul et al., 2012). Usually, toxic effects are limited to skin irritation and flu-like symptoms such as fever, cough, conjunctivitis, and respiratory distress (Tichadou et al., 2010; Vila et al., 2016).

The toxicity of *Ostreopsis* sp. is not limited to humans. Recently, several studies showed the extent of its toxicity on various marine organisms, both invertebrates and vertebrates (Pagliara & Caroppo, 2012; Blanfune et al., 2012; Guidi-Guilvard et al., 2012; Gorbi et al., 2013; Mcnamee et al., 2016; Neves et al., 2018; Cen et al., 2019; Pavaux et al., 2020). However, the mechanism involved in the massive mortalities of some marine organisms is unknown; it can be due to *Ostreopsis* produced toxins, oxygen limitation, or a combination of the blooms with a high temperature (Lassudrie et al., 2020).

In the Mediterranean Sea, the genus *Ostreopsis* has several species including *Ostreopsis* cf. *ovata* (Cohu et al., 2011), *Ostreopsis* cf. *siamensis* (Ciminiello et al., 2013), and the recently described *Ostreopsis* cf. *fattorussoi* (Accoroni et al., 2016). Due to the high morphological similarity between Mediterranean *Ostreopsis* species, it is extremely difficult to identify

the differences by optical microscopy. Therefore, *Ostreopsis* sp. was adopted in this manuscript.

Understanding the spatio-temporal variability of phytoplankton in aquaculture zones is necessary for the prevention and/or prediction of harmful algal bloom events (Artigas et al., 2014). Many studies were carried out to understand the phytoplankton structure and their relationship with environmental parameters in typical mariculture areas (Busch et al., 2016; Challouf et al., 2017; Qiao et al., 2020). However, none of them have revealed the presence of the genus *Ostreopsis* in an inland Gilthead seabream farm.

The purpose of the samples was the analysis of phytoplankton diversity. In the summer 2016, breathing difficulties and skin irritation among workers and visitors (18 persons) inside the Gilthead sea bream farm were stated, suspecting a particular kind of unicellular alga, *Ostreopsis* sp. as a causative agent. But this has not been confirmed, and therefore, this study aims to show the environmental parameters related to the dynamics of the genus *Ostreopsis* in the inland fish farm.

Material and methods

Study site and sampling

Water samples for estimating abundances of phytoplankton cells were collected from inland Gilthead seabream farm in Northwest Algeria (35°32.23'N/01°12.07'W), in the Southwestern Mediterranean sea (Fig. 1). The farm covers an area of 3.5 ha, and it has an open water circulation system, with an average production of 300 tons year⁻¹. Gilthead seabream is farmed in a concrete raceway (Lounas et al., 2021). Seawater does not undergo any treatment either at the input or at the output. Sampling was performed fortnightly during the 2016 and 2017 summer (June to September), using plastic bottles (from 250 mL to 1 L). Three sampling stations were chosen: St.1 “Input water” and St.2 “Output water”, whose distance between one another is equal to 300 m, and St.3 “fish pond”, which was used only to check the presence or not of *Ostreopsis* cell's.

The seawater samples for counting *Ostreopsis* cells were fixed with a 1–2% Lugol's solution. All samples were kept in the dark at 4 °C and transported to the laboratory for further analysis. Temperature and salinity were determined in situ by the use of a multiparameter

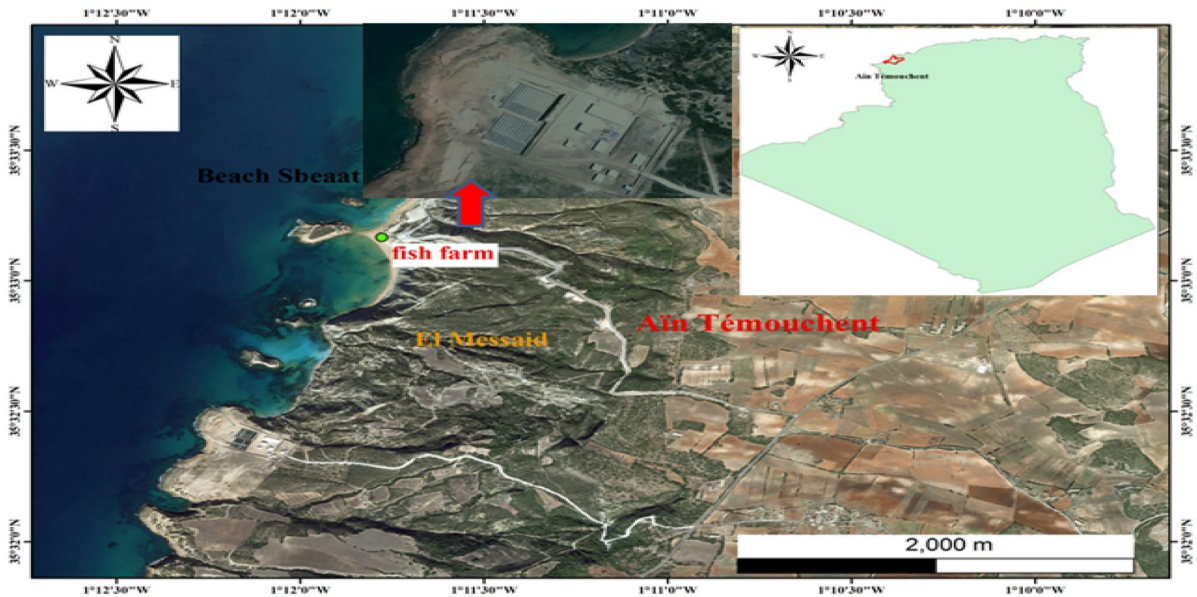


Fig. 1 Map of Ain Temouchent coast (south western Mediterranean Sea), showing location of inland *Sparus aurata* farm

water quality meter (Hanna HI 9828, precision 0.18 °C for temperature and 0.05 for salinity).

Laboratory analysis

The analysis of phosphates, ammonia, nitrites, nitrates, and chlorophyll-a was carried according to Amouroux and Claisse (2016). The water samples which were used for nutrient analysis were immediately filtered through filters (Whatman GF/F, porosity=0.7 μm), placed in a freezer, and analyzed within 24 h following the colorimetric method (Chifflet et al., 2004) using an Autoanalyzer (SKALAR). Detectability limits were 0.02 μmol L⁻¹ for nitrates, nitrites, ammonia, and orthophosphates. Dissolved inorganic nitrogen (DIN)=nitrates + nitrites + ammonia. Chlorophyll-a was estimated at 90% acetone extracts in darkness (Sun et al, 2016) and was measured by spectrophotometry (JASCO-730). The biochemical oxygen demand (BOD) was assessed following Jouanneau et al. (2014).

Ostreopsis cell abundance was assessed according to Utermöhl (1958) sedimentation method (50 mL settled for 24 h in Utermöhl cylinders). They were observed and counted under an inverted microscope (OPTIKA-XDS) at magnifications ×400. Identification of the dinoflagellate species was performed according to several taxonomic publications (Faust & Gualledge,

2002; Hallegraeff et al., 2004). Owing to the difficulty in differentiating *Ostreopsis* species using light microscopy, the study was limited to the genus level only. Abundance of cells was expressed as cells × L⁻¹.

Statistical analysis

Differences in the cell abundances were assessed through a one-way analysis of variance (ANOVA) and it was tested for significant correlations with all recorded environmental parameters using PCA. Correlations between different variables were examined using the Spearman rank order correlation since data were not normally distributed. Friedman and Mann-Whitney test pairwise comparison test was also performed to check the significance of differences between different ensembles. The significance level of *p* < 0.05 was taken. Statistical analyses were performed using R (3.5.2) software and XLSTAT (free version).

Results

Environmental data

Abiotic parameters obtained during this study are given in Figs. 2, 3, 4, and 5). Temperature variations

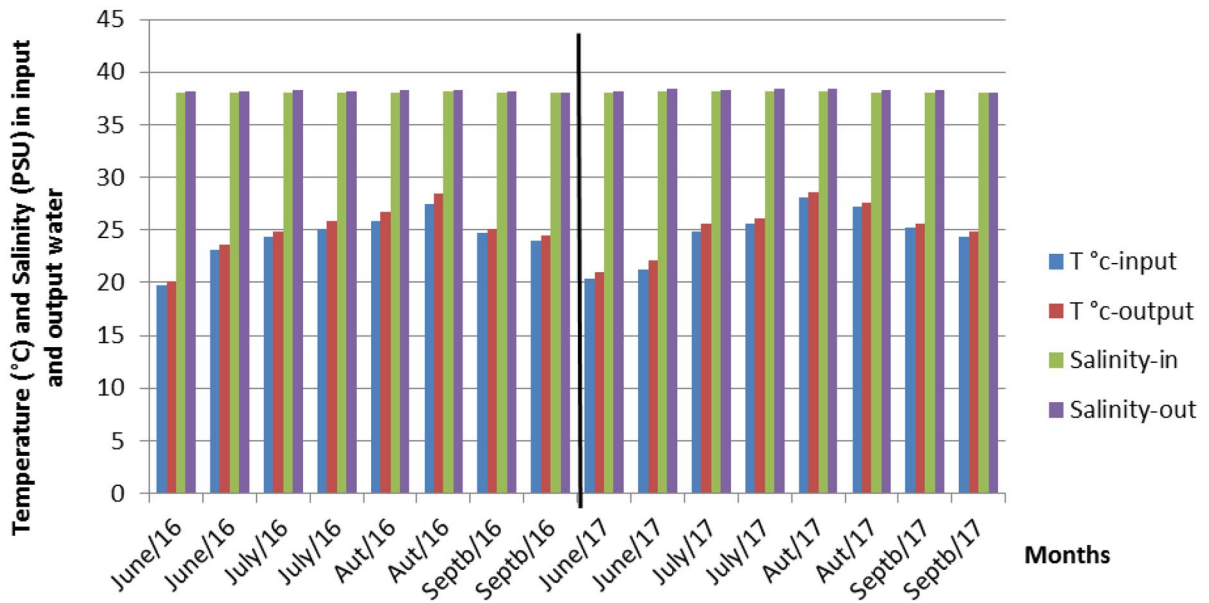


Fig. 2 Temporal variations of a temperature (°C) and salinity (PSU) in input and output fish farm water during 2016–2017 summers

were between 19.8 °C, which was the minimum value registered at St.1 (input water) in early June 2016, and the maximum value of 28.1 °C registered at St.2 (output water), early August 2017. Salinity did not show a large variation in the study area, at St.1; it was 38.1 ± 0.05 . In outflow water, it was 38.3 ± 0.08 (Fig. 2). The highest concentration of dissolved inorganic nitrogen (DIN) was $0.63 \mu\text{mol L}^{-1}$ recorded in early August 2017 at St.2. The lowest DIN was $0.16 \mu\text{mol L}^{-1}$ and was recorded at St.1 in the same month. Nitrite, nitrate, and ammonium concentrations followed this tendency. The phosphorus (PO_4)

varied between 0.022 and $0.193 \mu\text{mol L}^{-1}$ at St.2 and between 0.025 and $0.049 \mu\text{mol L}^{-1}$ in input water (Fig. 3). Chlorophyll-a concentrations ranged between 0.54 and $1.28 \mu\text{g L}^{-1}$ at St.1, while the highest value of $4.01 \mu\text{g L}^{-1}$ was found in early June 2017 (Fig. 4). The highest levels of biochemical dissolved oxygen (BOD) were recorded at St.1 with an average of $127.62 \pm 36.25 \text{ mg L}^{-1}$. St.2 showed the lowest level on BOD with an average of $43.50 \pm 55.07 \text{ mg L}^{-1}$ (Fig. 5). The highest level for all environmental variables except for BOD was registered in the output water of fish farm compared to input water (ANOVA,

Fig. 3 Temporal variations of dissolved inorganic nitrogen (DIN) and orthophosphates (PO_4) ($\mu\text{mol/L}$) in input and output water during 2016–2017 summers

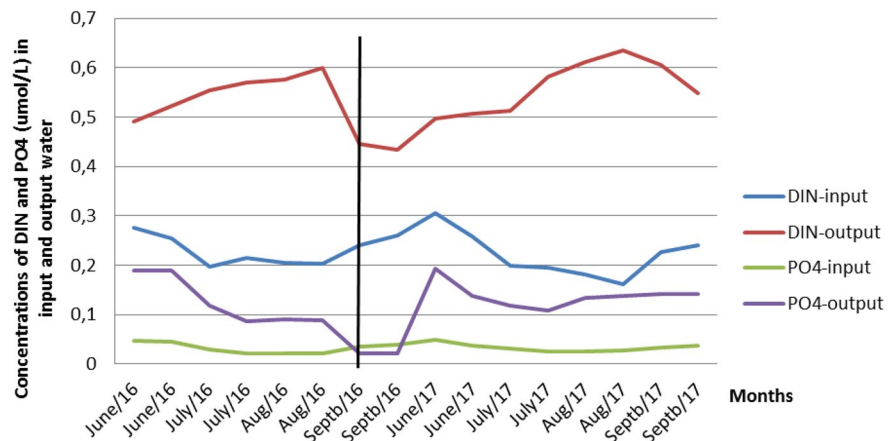
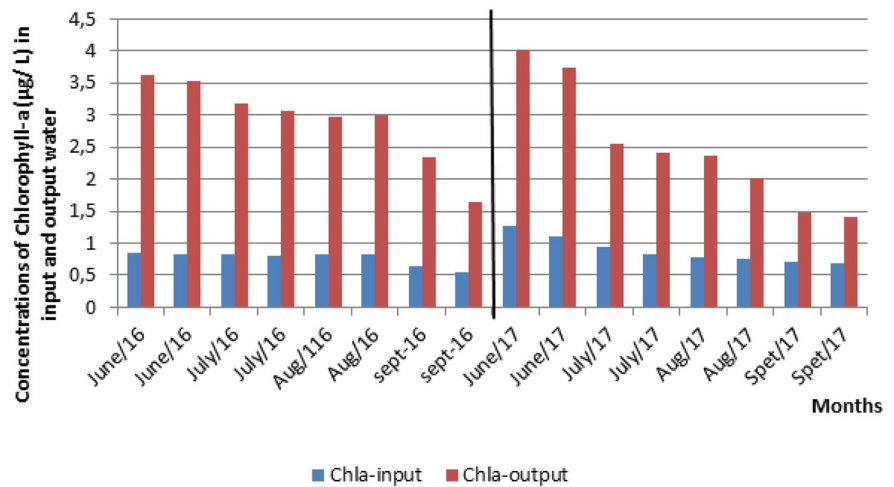


Fig. 4 Temporal variations of a chlorophyll-a ($\mu\text{g/L}$) in input and output water during 2016–2017 summers



$p < 0.05$). However, all measured parameters showed a significant difference on a time scale ($p < 0.05$).

Ostreopsis sp. abundances and environmental factors affecting its proliferation in the fish farm

In the fish ponds (St.3), *Ostreopsis* cells were not observed during the entire monitoring period. However, *Ostreopsis* cell abundance showed a monthly pattern in input and output water of sea bream farm (Figs. 6 and 7). The highest abundance of *Ostreopsis* sp. was observed in August 2016 both for input and output water (600 and 6340 cells L^{-1} , respectively), while they were lower or not present in June and September. The peak in summer 2017 was recorded in

early August in the output station (St.2) with a density of 4895 cells L^{-1} . The peak of summer 2016 coincides with a temperature of 28.4 °C, salinity 38.3 PSU, DIN, and $\text{PO}_4 = 0.60$ and $0.08 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectively, BOD = 35 mg L^{-1} and chlorophyll-a = 2.99 $\mu\text{g L}^{-1}$. Environmental parameters recorded when the second peak occurred in 2017 were as follows: the temperature = 28.6 °C, salinity = 38.4 PSU, DIN, and $\text{PO}_4 = 0.61$ and $0.13 \mu\text{mol L}^{-1}$, BOD = 36 mg L^{-1} , and chlorophyll-a = 2.36 $\mu\text{g L}^{-1}$.

The cell abundance in the input water was positively and significantly correlated ($R^2 = 0.91$, $p < 0.001$) with the cell abundance in the output water. The abiotic factors (temperature, salinity, DIN, PO_4 , BOD, and chlorophyll-a) in relation with

Fig. 5 Temporal variations of a biochemical oxygen demand (BOD) (mg/L) in input and output water during 2016–2017 summers

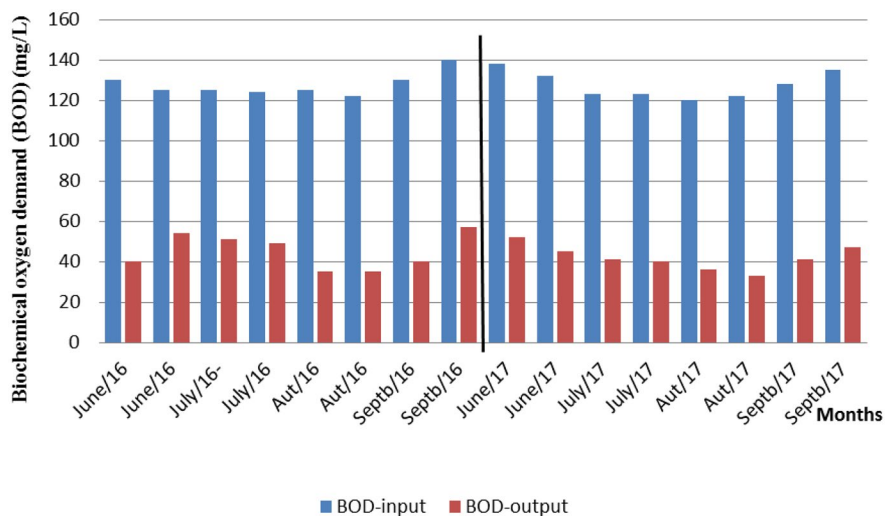
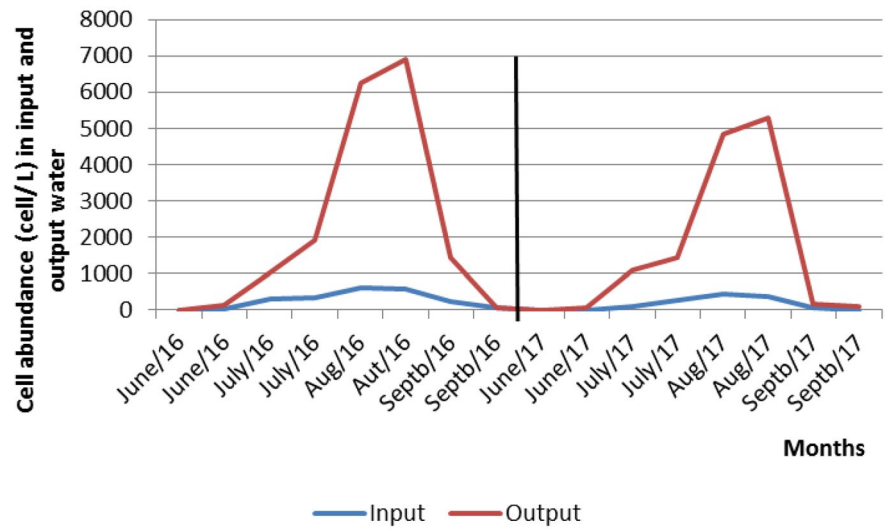


Fig. 6 Abundance of *Ostreopsis* sp. in input and output water

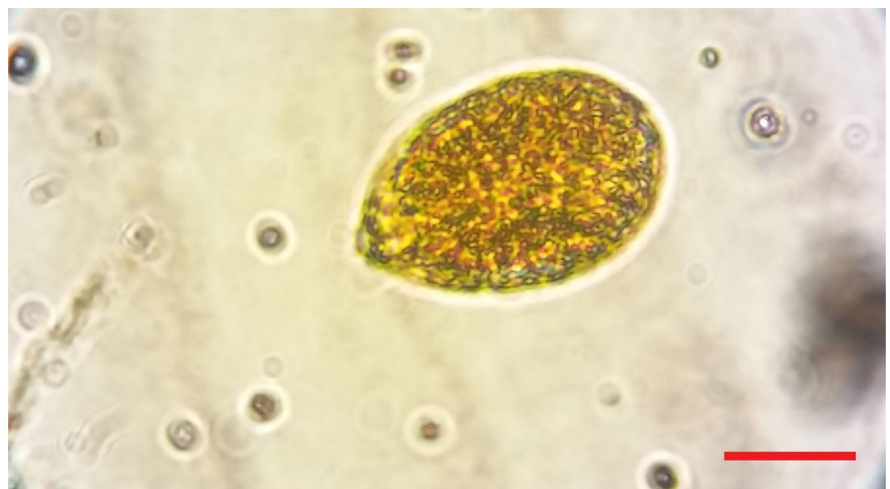


Ostreopsis sp. cells abundance were significantly different between inflow and outflow water (ANOVA, $p < 0.0001$), while those related to the peak of *Ostreopsis* sp. in outflow water were similar in the 2016 and 2017 summer (Mann-Whitney test, $p > 0.05$).

Principal component analysis (PCA) based on the correlation between *Ostreopsis* cell abundance at the investigated station (outflow) and environmental variables is shown in Fig. 8. The principal component analysis was conducted to identify parameters affecting cell abundance in fish farm effluent. The validity of the model was verified and eigenvalues > 0.37 were considered as criteria for the extraction of the principal components.

The first main component clearly explains the relationships between cell abundance and physico-chemical properties of outflow water. PC1 indicates a positive relationship between cell abundance, temperature, salinity, and dissolved inorganic nitrogen since BOD was negatively correlated with dinoflagellate abundance. Moreover, it reveals a temporal variation in *Ostreopsis* sp. proliferation. A high level was showed in August and a lower level in June or September. The contribution of PC2 provides the interphysicochemical properties in mariculture effluents, which DIN, PO_4 , salinity, and BOD were inversely related to water temperature. Therefore, PC1 reveals the main environmental parameter affecting

Fig. 7 *Ostreopsis* sp. cell observed under light microscopy during the sampling in output water $\times 20$ (scale bar = 20 μ m)



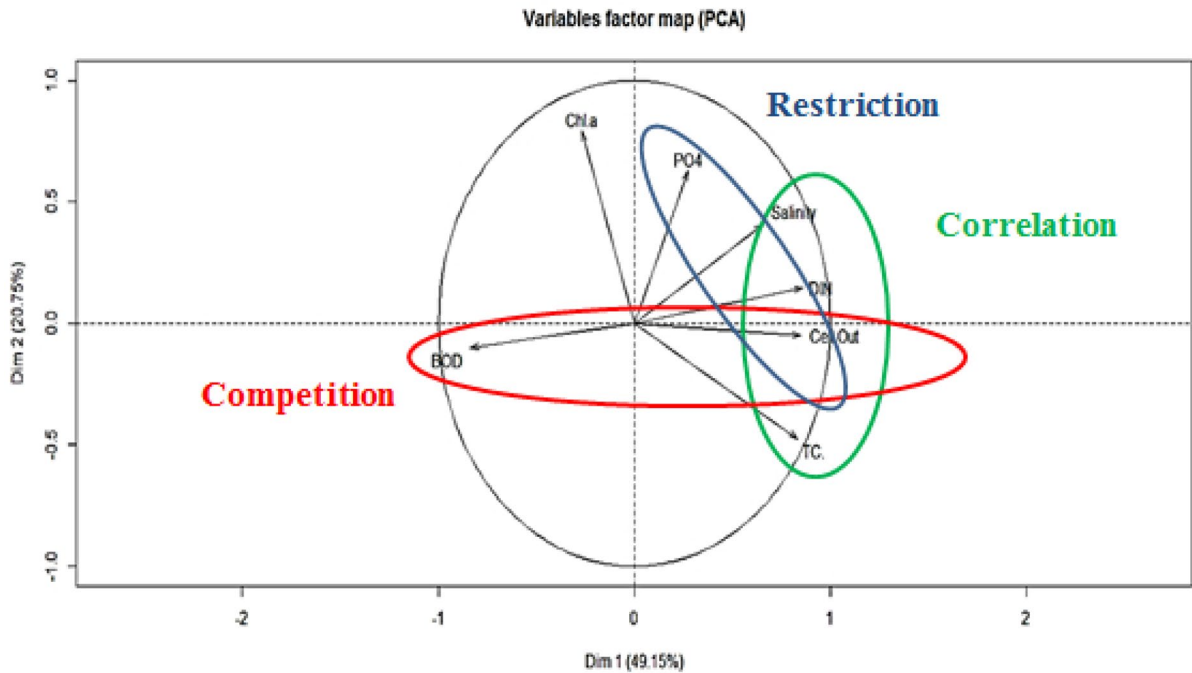


Fig. 8 Principal components obtained for environmental data and *Ostreopsis* sp. cell abundance at outflow station

Ostreopsis sp. cell abundance in outflow water, while PC2 reflects the interrelationship between environmental parameters.

Discussion

This study reports the main environmental parameters associated with *Ostreopsis* sp. dynamics in a race-way fish farm in the South-Western Mediterranean Sea. It was introduced into the fish farm via pumped sea water in the adjacent coastal area as it operates in an open system. It should be remembered that a toxic event was recorded in the summer of 2009 in the same region, resulting in 163 cases of poisoning (Illoul et al., 2012). This dinoflagellate spreads in the world’s seas hydrodynamically as free-living phytoplankton or attached to plastic debris (Tibiriciá et al., 2019), as well as, via ballast water (Cheniti et al., 2018). Moreover, the cysts constitute the overwintering population that causes recurrent blooms of *Ostreopsis* sp. in certain areas of the Mediterranean Sea. They can germinate at favorable conditions 5 to

6 months after their formation (Accoroni et al., 2014; Figueroa et al., 2018).

The proliferation of the genus *Ostreopsis* has been amply studied in relation to abiotic and biotic factors. The principal component analysis (PCA) explains the positive contribution of temperature, salinity, and DIN in the dynamics of *Ostreopsis* sp. The peak of the genus was recorded at the end of August 2016 and in early August 2017, although the frequent blooms in the Northwestern Mediterranean basin were reported at the end of July–early August (Mangialajo et al., 2011; Meroni et al., 2018). Thus, the temperature was the main driver defining the ecological niche of *Ostreopsis* sp. and responsible for cell growth (Carnicer et al., 2015). Previous studies highlighted the effect of a high seawater temperature (> 25 °C) in regulating its blooms in temperate areas (Accoroni et al., 2017, 2020; Blanfuné et al., 2015), while other studies have concluded that seawater temperature was not involved in *Ostreopsis* blooms (Abdennadher et al., 2017; Carnicer et al., 2016; Cohu et al., 2011). Since bloom is associated with high temperature, it is likely to be associated with high salinity as a result of evaporation. A

positive correlation between peak and high salinity (38.3 PSU) was found in agreement with Carnicer et al. (2016), and Abdennadher et al. (2017) showed that *O. cf. ovata* had optimal growth at salinity ranging between 35 and 45 PSU. Therefore, salinity is secondary to temperature in regulating the bloom of harmful algae (Tester et al., 2020).

In the fish farm, DIN was positively associated with *Ostreopsis* sp., and according to van de Poll et al (2015), nitrogen sources (nitrate, nitrite, and ammonia) might influence phytoplankton abundance. The low nutrient concentrations recorded in the input water can be explained by the stratification of the Mediterranean seawater in summer and autumn (Mercado et al., 2019). Conversely, no relationship was found between cell abundance and phosphorus. Nevertheless, PO₄ was the most necessary element for phytoplankton growth in the mariculture area (Zhaohui et al., 2009). Based on the present findings, *Ostreopsis* sp. appears to have adaptations that allow it to thrive in restricted phosphorus environments where organic phosphorus is the main source following Ellwood et al. (2020), suggesting that uneaten feed and fish excreta accumulated in the mariculture effluents were the likely source of organic phosphorus. Due to the fact that aquaculture effluents were rich in nutrients (Qiao et al., 2020), the values of orthophosphates were much higher compared with phosphorus in Algerian coastal 0.031 ± 0.012 µmol/L (Boudjenah, 2019), whereas renewable water or flow was the main driver of nutrient concentrations (Muñiz et al, 2019). Furthermore, the genus can bloom in oligotrophic waters (Mediterranean Sea): Vaillancourt et al. (2018) and Ben Gharbia et al. (2019) reported that orthophosphates and dissolved inorganic nitrogen were all weak predictors of phytoplankton blooms. However, they significantly affect the physiological response of *Ostreopsis* sp. (Vidyarathna & Granéli, 2013).

BOD was negatively correlated with *Ostreopsis* sp. abundance. Such BOD represents the amount of oxygen consumed by bacteria and other microorganisms while they decompose organic matter under aerobic, which means that there is a competition between cell proliferation and other microorganisms (microalgae community, parasites...). Moreover, in the fish ponds, *Ostreopsis* sp. was not observed during the entire monitoring period, perhaps due to the competition with other microorganisms that occupied the same ecological niche. Pavaux (2019) showed that *O. cf. ovata* inhibits the growth of competitor diatoms, while the later in return inhibit its

photosynthetic efficiency and growth. Likewise, the regulation of dinoflagellate by parasites (Pereira et al., 2011; Zhou et al., 2020) could be the biotic factors regulating *Ostreopsis* sp. abundance.

Ostreopsis is known to cause airborne disease and palytoxin-like compound contents were higher during the exponential and stationary growth phases (see references in, e.g. Zingone et al., 2020; Gémin et al., 2020), which are related to health disorders (respiratory symptoms and skin irritation) (Vila et al., 2016). It is necessary to report that no episode of fish death or outbreak on the farm was observed. Although the concentration of *Ostreopsis* cells (6340 cell L⁻¹) recorded in the fish farm does not exceed the alarm threshold (30,000 cell L⁻¹) (Funari et al., 2015; Vassalli et al., 2018), this concentration is lethal to some invertebrates (Pavaux et al., 2019). Nevertheless, the monitoring strategies for *Ostreopsis* bloom in coastal waters affect cell abundance as the distribution of cells during blooms is highly complex and variable (Jauzein et al., 2018). At last, for the safety of consumers, it is recommended that an adult should not ingest more than 30 µg PLTX kg⁻¹ in shellfish meat (Pelin et al., 2018).

Conclusion and recommendation

This study reports the proliferation of *Ostreopsis* sp. in the Mediterranean fish farm, rearing *Sparus aurata* in a raceway. It should be noted that no threat to fish health has been observed and that temperature, salinity, and dissolved inorganic nitrogen were the environmental variables influencing the dynamics of the genus *Ostreopsis* in the Mediterranean fish farm.

The prediction of harmful algal blooms is a challenge for decision-makers and represents an important economic value. As a result, we recommended the installation of an efficient upstream filtration system and the application of stop-feeding therapy to reduce the sensitivity of fish exposed to harmful algal blooms. However, the transition towards environmentally friendly practices to remedy fish farm effluents is necessary. In the end, our results suggest that mariculture effluents may enhance the proliferation of *Ostreopsis* sp. and highlight the importance of monitoring the presence of this harmful dinoflagellate. We also recommended further research on causal link between this dinoflagellate and human health as

well as on the interactions between the proliferation of this genus and other microorganisms.

Acknowledgements We would like to thank the editors and reviewers for their valuable comments that helped to improve the quality of the manuscript. Special thanks also go to Mrs. Ilydia Kheyar, Mrs.Chalabia Chebetdis, Dr.Nabila Haoui-Meslem, and Mrs. Houda Fellah for their support.

References

Abdennadher, M., Zouari, A. B., Sahnoun, W. F., Alverca, E., Penna, A., & Hamza, A. (2017). *Ostreopsis cf. ovata* in the Gulf of Gabès (south-eastern Mediterranean Sea): morphological, molecular and ecological characterization. *Harmful Algae*, 63, 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.01.009>

Açaf, L. (2018). Ecology of benthic and planktonic dinoflagellates of Eastern Mediterranean Sea: a focus on *Ostreopsis* and *Ceratium* genus along the Lebanese coast. Ecology, environment. PhD thesis Sorbonne University.

Açaf, L., Saab, M. A. A., Khoury-Hanna, M., & Lemée, R. (2020). Bloom dynamics of the newly described toxic benthic dinoflagellate *Ostreopsis fattorussoi* along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean). *Regional Studies in Marine Science*, 38, 101338. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101338>

Accoroni, S., Romagnoli, T., Pichierri, S., & Totti, C. (2014). New insights on the life cycle stages of the toxic benthic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata*. *Harmful Algae*, 34, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.02.003>

Accoroni, S., Romagnoli, T., Penna, A., Capellacci, S., Ciminiello, P., Dell’Aversano, C., et al (2016). *Ostreopsis fattorussoi* sp. nov. (Dinophyceae), a new benthic toxic *Ostreopsis* species from the eastern Mediterranean Sea. *Journal of Phycology*, 52(6), 1064–1084. <https://doi.org/10.1111/jpy.12464>

Accoroni, S., Tartaglione, L., Dello Iacovo, E., Pichierri, S., Marini, M., Campanelli, A., et al (2017). Influence of environmental factors on the toxin production of *Ostreopsis cf. ovata* during bloom events. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1–2), 261–268. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.049>

Accoroni, S., Totti, C., Romagnoli, T., Giuliotti, S., & Glibert, P. M. (2020). Distribution and potential toxicity of benthic harmful dinoflagellates in waters of Florida Bay and the Florida Keys. *Marine Environmental Research*, 155, 104891. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104891>

Aligizaki, K., Katikou, P., Milandri, A., & Diogène, J. (2011). Occurrence of palytoxin-group toxins in seafood and future strategies to complement the present state of the art. *Toxicon*, 57(3), 390–399. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2010.11.014>

Amouroux, I., Claisse, D. (2016). Opérations d’échantillonnage en milieu marin dans le cadre des programmes de surveillance DCE (matrices: eau, sédiment et biote) - Recommandations techniques – AQUAREF - Edition 2015

Amzil, Z., Sibat, M., Chomerat, N., Gossel, H., Marco-Miralles, F., Lemee, R., et al (2012). Ovatoxin-a and Palytoxin Accumulation in Seafood in Relation to *Ostreopsis cf. ovata* Blooms on the French Mediterranean Coast.

Marine Drugs, 10(2), 477–496. <https://doi.org/10.3390/md10020477>

Artigas, M. L., Llebot, C., Ross, O. N., Neszi, N. Z., Rodellas, V., Garcia-Orellana, J., et al. (2014). Understanding the spatio-temporal variability of phytoplankton biomass distribution in a microtidal Mediterranean estuary. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 101, 180–192. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.01.006>

Ben Gharbia, H., Laabir, M., Ben Mhamed, A., Gueroun, S. K. M., Daly Yahia, M. N., Nouri, H., et al (2019). Occurrence of epibenthic dinoflagellates in relation to biotic substrates and to environmental factors in Southern Mediterranean (Bizerte Bay and Lagoon, Tunisia): An emphasis on the harmful *Ostreopsis* spp., *Prorocentrum lima* and *Coolia monotis*. *Harmful Algae*, 90. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101704>

Biré, R., Trotureau, S., Lemée, R., Delpont, C., Chabot, B., Aumond, Y., & Krys, S. (2013). Occurrence of palytoxins in marine organisms from different trophic levels of the French Mediterranean coast harvested in 2009. *Harmful Algae*, 28, 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.04.007>

Blanfune, A., Cohu, S., Mangialajo, L., Lemée, R., & Thibaut, T. (2012). Preliminary Assessments of the Impact of *Ostreopsis cf. ovata* (Dinophyceae) Development on Macroinvertebrates in the North Western Mediterranean Sea. *Cryptogamie Algologie*, 33(2), 129–136. <https://doi.org/10.7872/crya.v33.iss2.2011.129>

Blanfuné, A., Boudouresque, C. F., Gossel, H., & Thibaut, T. (2015). Distribution and abundance of *Ostreopsis* spp. and associated species (Dinophyceae) in the north-western Mediterranean: the region and the macroalgal substrate matter. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(16), 12332–12346. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4525-4>

Boisnoir, A., Pavaux, A. S., Schizas, N. V., Marro, S., Blasco, T., Lemée, R., & Pascal, P. Y. (2020). The use of stable isotopes to measure the ingestion rate of potentially toxic benthic dinoflagellates by harpacticoid copepods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 524, 151285. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151285>

Boudjenah, M. (2019). Etude de la composition et de l’évolution de la biodiversité des peuplements phytoplantoniques de la côte algérienne (mer d’Alboran et Bassin Algérien) et influence des zones d’enrichissement d’enrichissement. PhD thesis.University of Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem. pp. 175

Busch, J. A., Price, I., Jeansou, E., Zielinski, O., & Van Der Woerd, H. J. (2016). Assessment of phytoplankton dynamics in a NW Mediterranean aquaculture zone. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 47, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.11.017>

Carnicer, O., García-Altates, M., Andree, K. B., Tartaglione, L., Dell’Aversano, C., Ciminiello, P., et al. (2016). *Ostreopsis cf. ovata* from western Mediterranean Sea: Physiological responses under different temperature and salinity conditions. *Harmful Algae*, 57, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.06.002>

Carnicer, O., Guallar, C., Andree, K. B., Diogène, J., & Fernández-Tejedor, M. (2015). *Ostreopsis cf. ovata* dynamics in the NW Mediterranean Sea in relation to biotic and abiotic factors. *Environmental Research*, 143, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.08.023>

- Casabianca, S., Perini, F., Casabianca, A., Battocchi, C., Giussani, V., Chiantore, M., & Penna, A. (2014). Monitoring toxic *Ostreopsis* cf. *ovata* in recreational waters using a qPCR based assay. *Marine Pollution Bulletin*, 88(1–2), 102–109. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.018>
- Cen, J., Cui, L., Duan, Y., Zhang, H., Lin, Y., Zheng, J., & Lu, S. (2019). Effects of palytoxins extracted from *Ostreopsis ovata* on the oxidative stress and immune responses in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Fish and Shellfish Immunology*, 95, 670–678. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2019.11.001>
- Challouf, R., Hamza, A., Mahfoudhi, M., Ghozzi, K., & Bradai, M. N. (2017). Environmental assessment of the impact of cage fish farming on water quality and phytoplankton status in Monastir Bay (eastern coast of Tunisia). *Aquaculture International*, 25(6), 2275–2292. <https://doi.org/10.1007/s10499-017-0187-1>
- Cheniti, R., Rochon, A., & Frihi, H. (2018). Ship Traffic and the Introduction of Diatoms and Dinoflagellates via Ballast Water in the Port of Annaba, Algeria. *Journal of Sea Research*, 133, 154–165. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.07.008>
- Chifflet, S., Gerard, P., & Fichez, R. (2004). Manuel D'Analyses Chimiques Dans L'Eau De Mer. Ird.
- Ciminiello, P., Dell'Aversano, C., Iacovo, E. D., Fattorusso, E., Forino, M., Tartaglione, L., et al. (2013). Investigation of toxin profile of Mediterranean and Atlantic strains of *Ostreopsis* cf. *siamensis* (Dinophyceae) by liquid chromatography-high resolution mass spectrometry. *Harmful Algae*, 23, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.12.002>
- Ciminiello, P., Dell'Aversano, C., Iacovo, E. Dello, Fattorusso, E., Forino, M., Tartaglione, L., et al. (2014). First finding of *Ostreopsis* cf. *ovata* toxins in marine aerosols. *Environmental Science and Technology*, 48(6), 3532–3540. <https://doi.org/10.1021/es405617d>
- Cohu, S., Thibaut, T., Mangialajo, L., Labat, J. P., Passafiume, O., Blanfuné, A., et al. (2011). Occurrence of the toxic dinoflagellate *Ostreopsis* cf. *ovata* in relation with environmental factors in Monaco (NW Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2681–2691. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.022>
- Ellwood, N., Pasella, M., Totti, C., & Accoroni, S. (2020). Growth and phosphatase activities of *Ostreopsis* cf. *ovata* biofilm incubated under diverse dissolved organic phosphorus compounds. *Aquatic Microbial Ecology*. <https://doi.org/10.3354/ame01946>
- Faust, M. A., & Gulledge, R. A. (2002). *Identifying harmful marine dinoflagellates. Contributions from the United States National Herbarium*. Smithsonian Institution.
- Figueroa, R. I., Estrada, M., & Garcés, E. (2018). Life histories of microalgal species causing harmful blooms: Haploids, diploids and the relevance of benthic stages. *Harmful Algae*, 73, 44–57. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.01.006>
- Funari, E., Manganelli, M., & Testai, E. (2015). *Ostreopsis* cf. *ovata* blooms in coastal water: Italian guidelines to assess and manage the risk associated to bathing waters and recreational activities. *Harmful Algae*, 50, 45–56. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.10.008>
- Gémin, M. P., Réveillon, D., Hervé, F., Pavaux, A. S., Tharaud, M., Séchet, V., et al. (2020). Toxin content of *Ostreopsis* cf. *ovata* depends on bloom phases, depth and macroalgal substrate in the NW Mediterranean Sea. *Harmful Algae*, 92, 101727. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101727>
- Gorbi, S., Avio, G. C., Benedetti, M., Totti, C., Accoroni, S., Pichiéri, S., et al. (2013). Effects of harmful dinoflagellate *Ostreopsis* cf. *ovata* exposure on immunological, histological and oxidative responses of mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Fish and Shellfish Immunology*, 35(3), 941–950. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2013.07.003>
- Guidi-Guilvard, L. D., Gasparini, S., & Lemée, R. (2012). The Negative Impact of *Ostreopsis* cf. *Ovata* on Phytoplankton from the Coastal NW Mediterranean. *Cryptogamie Algologie*, 33(2), 121–128. <https://doi.org/10.7872/crya.v33.iss2.2011.121>
- Hallegraeff, G. M., Anderson, D. M., Cembella, A. D., & Enevoldsen, H. O. (2004). Manual on Harmful Marine Microalgae. 2nd revised edition. Paris, France, UNESCO, pp. 793 (Monographs on Oceanographic Methodology, 11). <http://hdl.handle.net/11329/282>
- Illoul, H., Hernández, F. R., Vila, M., Adjias, N., younes, A. A., Bourmissa, M., et al. (2012). The Genus *Ostreopsis* along the Algerian Coastal Waters (SW Mediterranean Sea) Associated with a Human Respiratory Intoxication Episode. *Cryptogamie, Algologie*, 33(2), 209–216. <https://doi.org/10.7872/crya.v33.iss2.2011.209>
- Jauzein, C., Açaf, L., Accoroni, S., Asnaghi, V., Fricke, A., Hachani, M. A., et al. (2018). Optimization of sampling, cell collection and counting for the monitoring of benthic harmful algal blooms: Application to *Ostreopsis* spp. blooms in the Mediterranean Sea. *Ecological Indicators*, 91, 116–127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.089>
- Jouanneau, S., Recoules, L., Durand, M. J., Boukabache, A., Picot, V., Primault, Y., et al. (2014). Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. *Water Research*, 49, 62–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.066>
- Lassudrie, M., Hégaret, H., Wikfors, G. H., & da Silva, P. M. (2020). Effects of marine harmful algal blooms on bivalve cellular immunity and infectious diseases: A review. *Developmental and Comparative Immunology*, 108, 103660. <https://doi.org/10.1016/j.dci.2020.103660>
- Lounas, R., Kasmi, H., Chernai, S., Amarni, N., Ghebriout, L., & Hamdi, B. (2021). Heavy metal concentrations in wild and farmed gilthead sea bream from southern Mediterranean Sea—human health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12864-3>
- Mangialajo, L., Ganzin, N., Accoroni, S., Asnaghi, V., Blanfuné, A., Cabrini, M., et al. (2011). Trends in *Ostreopsis* proliferation along the Northern Mediterranean coasts. *Toxicol*, 57(3), 408–420. <https://doi.org/10.1016/j.toxicol.2010.11.019>
- McNamee, S. E., Medlin, L. K., Kegel, J., McCoy, G. R., Raine, R., Barra, L., et al. (2016). Distribution, occurrence and biotoxin composition of the main shellfish toxin producing microalgae within European waters : A comparison of methods of analysis. *Harmful Algae*, 55, 112–120. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.02.008>
- Mercado, J. M., Cortés, D., Salles, S., Ramírez, T., Figueroa, F. L., Segovia, M., et al. (2019). Short term primary production in western Mediterranean Sea phytoplankton

- communities subjected to the combined stress of high irradiance and low nutrients during summer stratification. *Continental Shelf Research*, 186, 48–63. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.07.014>
- Meroni, L., Chiantore, M., Petrillo, M., & Asnagli, V. (2018). Habitat effects on *Ostreopsis cf. ovata* bloom dynamics. *Harmful Algae*, 80, 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.09.006>
- Muñiz, O., Revilla, M., Rodríguez, J. G., Laza-Martínez, A., & Fontán, A. (2019). Annual cycle of phytoplankton community through the water column: Study applied to the implementation of bivalve offshore aquaculture in the southeastern Bay of Biscay. *Oceanologia*, 61(1), 114–130. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2018.08.001>
- Neves, R. A. F., Contins, M., & Nascimento, S. M. (2018). Effects of the toxic benthic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* on fertilization and early development of the sea urchin *Lytichinus variegatus*. *Marine Environmental Research*, 135, 11–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.01.014>
- Pagliara, P., & Caroppo, C. (2012). Toxicity assessment of *Amphidinium carterae*, *Coolia* cfr. *monotis* and *Ostreopsis* cfr. *ovata* (Dinophyta) isolated from the northern Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Toxicon*, 60(6), 1203–1214. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2012.08.005>
- Parsons, M. L., Aligizaki, K., Bottein, M. Y. D., Fraga, S., Morton, S. L., Penna, A., & Rhodes, L. (2012). *Gambierdiscus* and *Ostreopsis*: Reassessment of the state of knowledge of their taxonomy, geography, ecophysiology, and toxicology. *Harmful Algae*, 14, 107–129. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.017>
- Patocka, J., Nepovimova, E., Wu, Q., & Kuca, K. (2018). Palytoxin congeners. *Archives of Toxicology*, 92, 143–156. <https://doi.org/10.1007/s00204-017-2105-8>
- Pavaux, A.-S. (2019). Ecologie chimique du dinoflagellé toxique *Ostreopsis cf. ovata* en Méditerranée Nord Occidentale. PhD thesis. Sorbonne University.
- Pavaux, A.-S., Julie, R., Laurence, G. G., Sophie, M., Eva, T., Thomas, O. P., et al. (2019). Effects of the toxic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* on survival, feeding and reproduction of a phytal harpacticoid copepod. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 516, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.05.004>
- Pavaux, A. S., Ternon, E., Dufour, L., Marro, S., Gémin, M. P., Thomas, O. P., & Lemée, R. (2020). Efficient, fast and inexpensive bioassay to monitor benthic microalgae toxicity: Application to *Ostreopsis* species. *Aquatic Toxicology*, 223, 105485. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105485>
- Pelin, M., Sosa, S., Bovedani, V., Fusco, L., Poli, M., & Tubaro, A. (2018). A Novel Sensitive Cell-Based Immunoenzymatic Assay for Palytoxin Quantitation in Mussels. *Toxins*, 10(8), 329. <https://doi.org/10.3390/toxins10080329>
- Pereira, J. C., Abrantes, I., Martins, I., Barata, J., Frias, P., & Pereira, I. (2011). Ecological and morphological features of *Amyloodinium ocellatum* occurrences in cultivated gilthead seabream *Sparus aurata* L. *A Case Study. Aquaculture*, 310(3–4), 289–297. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.11.011>
- Poli, M., Ruiz-Olivera, P., Nalca, A., Ruiz, S., Livingston, V., Frick, O., et al. (2018). Toxicity and pathophysiology of palytoxin congeners after intraperitoneal and aerosol administration in rats. *Toxicon*, 150, 235–250. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2018.06.067>
- Privitera, D., Giussani, V., Isola, G., Faimali, M., Piazza, V., Garaventa, F., et al. (2012). Toxic effects of *Ostreopsis ovata* on larvae and juveniles of *Paracentrotus lividus*. *Harmful Algae*, 18, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.03.009>
- Qiao, L., Chang, Z., Li, J., & Chen, Z. (2020). Phytoplankton community succession in relation to water quality changes in the indoor industrial aquaculture system for *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture*, 527, 735441. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735441>
- Rhodes, L., & Munday, R. (2016). Harmful Algae and Their Commercial Implications. In: Bux F., Chisti Y. (eds) *Algae Biotechnology*. Green Energy and Technology. Springer, Cham (pp. 301–315). https://doi.org/10.1007/978-3-319-12334-9_15
- Soliño, L., García-Altare, M., Godinho, L., & Costa, P. R. (2020). Toxin profile of *Ostreopsis cf. ovata* from Portuguese continental coast and Selvagens Islands (Madeira, Portugal). *Toxicon*, 181, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2020.04.102>
- Sun, D., Liu, Z., & Wang, C. (2016). Scale-dependent environmental control of mesozooplankton community structure in three aquaculture subtropical bays of China. *Oceanologia*, 58(2), 124–134. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2015.11.002>
- Tester, P. A., Litaker, R. W., & Berdalet, E. (2020). Climate change and harmful benthic microalgae. *Harmful Algae*, 91, 101655. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101655>
- Tibiriça, C. E. J. A., Leite, I. P., Batista, T. V. V., Fernandes, L. F., Chomérat, N., Herve, F., et al (2019). *Ostreopsis cf. ovata* Bloom in Currais, Brazil: Phylogeny, Toxin Profile and Contamination of Mussels and Marine Plastic Litter. *Toxins*, 11(8), 446. <https://doi.org/10.3390/toxins11080446>
- Tichadou, L., Glaizal, M., Armengaud, A., Grossel, H., Lemée, R., Kantin, R., et al. (2010). Health impact of unicellular algae of the *Ostreopsis* genus blooms in the Mediterranean Sea: Experience of the French Mediterranean coast surveillance network from 2006 to 2009. *Clinical Toxicology*, 48(8), 839–844. <https://doi.org/10.3109/15563650.2010.513687>
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitative phytoplankton-methodik. *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 9, 1–38
- Vaillancourt, R. D., Lance, V. P., & Marra, J. F. (2018). Phytoplankton chemotaxonomy within contiguous optical layers across the western North Atlantic Ocean and its relationship to environmental parameters. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 139, 14–26. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.05.007>
- van de Poll, W. H., Boute, P. G., Rozema, P. D., Buma, A. G. J., Kulk, G., & Rijkenberg, M. J. A. (2015). Sea surface temperature control of taxon specific phytoplankton production along an oligotrophic gradient in the Mediterranean Sea. *Marine Chemistry*, 177, 536–544. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2015.08.005>
- Vassalli, M., Penna, A., Sbrana, F., Casabianca, S., Gjerci, N., Capellacci, S., et al. (2018). Intercalibration of counting methods for *Ostreopsis* spp. blooms in the Mediterranean

- Sea. *Ecological Indicators*, 85, 1092–1100. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.063>
- Vidyarathna, N. K., & Granéli, E. (2013). Physiological responses of *Ostreopsis ovata* to changes in N and P availability and temperature increase. *Harmful Algae*, 21–22, 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.11.006>
- Vila, M., Abós-Herrándiz, R., Isern-Fontanet, J., Àlvarez, J., & Berdalet, E. (2016). Establishing the link between *Ostreopsis cf. ovata* blooms and human health impacts using ecology and epidemiology. *Scientia Marina*, 80(1), 107–115. <https://doi.org/10.3989/scimar.04395.08A>
- Vila, M., Arin, L., Battocchi, C., Bravo, I., Fraga, S., Penna, A., et al. (2012). Management of *Ostreopsis* Blooms in Recreational waters along the Catalan Coast (NW Mediterranean Sea): Cooperation between a Research Project and a Monitoring Program. *Cryptogamie, Algologie*, 33(2), 143–152. <https://doi.org/10.7872/crya.v33.iss2.2011.143>
- Zhaohui, W., Jiangang, Z., Yujuan, Z., & Yu, C. A. O. (2009). Phytoplankton community structure and environmental parameters in aquaculture areas of Daya Bay, South China Sea. *Journal of Environmental Sciences*, 21(9), 1268–1275. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62414-6](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62414-6)
- Zhou, J., Zhang, B. Y., Yu, K., Du, X. P., Zhu, J. M., Zeng, Y. H., Cai, Z. H. (2020) Functional profiles of phycospheric microorganisms during a marine dinoflagellate bloom. *Water Research*, 173 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115554>
- Zingone, A., Escalera, L., Aligizaki, K., Fernández-Tejedor, M., Ismael, A., Montresor, M., et al. (2020) Toxic marine microalgae and noxious blooms in the Mediterranean Sea: A contribution to the Global HAB Status Report. *Harmful Algae*, 101843. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101843>

Publisher's Note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Towards Sustainable Mariculture: some Global Trends

Ryhane Lounas¹ · Hamza Kasmi² · Safia Chernai¹ · Nadia Amarni¹ · Louiza Ghebriout³ · Nabila Meslem-Haoui¹ · Boualem Hamdi^{1,3}

Received: 24 December 2019 / Revised: 22 March 2020 /
© Springer Nature Switzerland AG 2020

Abstract

Globally, aquaculture is making an increasingly contribution to food security, to increase fish production for a growing global population; aquaculture must grow sustainably at the same time. Commonly, intensive aquaculture in all its aspect affects his environment, in order to provide consumers with a safe and high quality product, waste resulting from high-intensity mariculture is an item that must be considered, so in this review, some practices for sustainable mariculture will be discussed. The use of probiotics is an important tool for sustainable mariculture and it is inevitable that mariculture farming mitigate to more environmentally friendly practices depends on the local context and market demand. The future of seafood production is likely to focus on mariculture, bearing in mind that the protection of the planet and its natural resources (water, biodiversity, climate, etc.) is a key factor in the pursuit of sustainable development in the aquaculture sector.

Keywords Effluent · Mariculture · Purification technologies · Sustainable management

Introduction

Organic and inorganic pollutants in marine waters present a threat to the aquatic environment, with effects such as acute or chronic toxicity to aquatic organisms, accumulation in ecosystems, loss of habitat and biodiversity, and risks to human health (Tovar et al. 2000; Demirak 2006; Jiang et al. 2014).

Many farms release their wastes into the neighboring regions (Burns et al. 2014), Predicting the impact of a farming operation on the environment requires knowledge and quantification of the different sources of pollution (Read and Fernandes 2003; Bougherira et al. 2014; Tayeb et al. 2015) (oxygen consumption, excretion, non-consumed food...), while being informed of

the variations according to the different environmental conditions and the farmed species. The metabolic activity of aquatic organisms may under high-density conditions, produce changes in water chemistry that would rarely be expected to observe in natural habitat (Bao et al. 2018). Studies conducted in temperate regions and in the Mediterranean have indicated that mariculture mainly impacts water quality and generates sediment enrichment (Apostolaki et al. 2007; Holmer et al. 2008; Farmaki et al. 2014; Zhulay et al. 2015). Commonly, intensive aquaculture in all its aspect affects his environment (Holmer et al. 2007; Sara and Archirafi 2007; Burns et al. 2014), sometimes even severely (Hu et al. 2014), but also farm species could be affected by the local environmental conditions (Dapueto et al. 2015).

✉ Ryhane Lounas
louna.ryhane@gmail.com

Hamza Kasmi
ks.amza@yahoo.fr

Safia Chernai
shamdi.01sh@gmail.com

Nadia Amarni
amaminadia@hotmail.com

Louiza Ghebriout
fairouz_ghab@hotmail.fr

Nabila Meslem-Haoui
haouipro@gmail.com

Boualem Hamdi
bhamdi_99@yahoo.fr

¹ Laboratory of Conservation and Valorization of Marine Resources, National Higher School of Marine Science and Coastal Management (ENSSMAL), University Campus of Dely Ibrahim, Bois des Cars, 16320 Algiers, Algeria

² SGS Centre, surveillance des biens et protection des personnes, sécurité de convoyage de fonds et de produits sensibles et/ou dangereux, Bois des cars III Villa n°96, Dely-Ibrahim., 16320 Algiers, Algeria

³ University of Science and Technology Houari Boumediene (USTHB), BP 32 El Alia, 16111 Bab Ezzouar, Algiers, Algeria

Mariculture effluents are characterized by low-density solid waste with a wide range of particle sizes and are highly diluted (Jiang et al. 2014).

The future of seafood production is likely to focus on marine aquaculture, in order to provide consumers with a safe and high quality product, impacts of high-intensity mariculture is an item that must be considered, so in following section, some practices for sustainable mariculture will be discussed.

Probiotics as an Alternative to Antibiotics Use

The application of immune-stimulants (probiotics, prebiotics) in aquaculture appears promising (Muñoz-Atienza et al. 2014; Iwashita et al. 2015; Banerjee and Ray 2017). Probiotics are considered as viable microorganisms, when administered in an appropriate amount, leading to health benefits to the host (Rawling et al. 2009; Yi et al. 2019). Lactic acid bacteria (LAB) have been widely used for research in pisciculture (Françoise 2010; Hosseini et al. 2016; Mohammadian et al. 2019) and are also known to be present in the intestines of fish (Balcázar et al. 2008; Nguyen et al. 2017).

The mechanisms of action of probiotics are diverse, they act either on the competitive exclusion of pathogenic bacteria, the production of inhibitory compounds (bactericidal), the improvement of the immune response against pathogenic microorganisms as well as antiviral effects, they even improve appetite and lead to increased growth (Nayak 2010; Franke et al. 2013; Farias et al. 2016; Xia et al. 2018). Desired results are according to the dosage (strain alone or mixed) and the treatment duration (between 15 days and 8 months) (Carnevali et al. 2017; Truong Thy et al. 2017). The application of probiotics has been effective in degrading detritus and maintaining water quality in RAS systems (Kumar et al. 2010; Dawood and Koshio 2016).

The use of probiotics is an important management tool for sustainable mariculture especially after understanding the competition between bacterial strains (Ibrahim 2015; Kuebutornye et al. 2019; Wang et al. 2019).

Recirculating System Aquaculture: RAS

Mariculture is hampered by the limited availability of suitable sites and the ecological capacity of existing sites (Henriques et al. 2017), which has given a boost to the development of the recirculating system aquaculture “RAS”. It are based on water recycling (van Bussel et al. 2014), with water consumption 100 times lower than in traditional flow through systems (Meinelt et al. 2010), water recycling could reach (< 0.1 m³ / kg of food) (Yogev and Gross 2019), the formulation of a good food is the essential element for RAS (Kumar et al. 2010).

Denitrification is an important mechanism for removing nitrogen produced in aquaculture systems (Thoman et al. 2001). In this type of system, biological filters provide denitrification using bacteria, *Nitrosomonas* and *Nitrobacter* (Carballeira et al. 2012), these systems also reduce carbon dioxide (CO₂) emissions associated with food and transport (Martins et al. 2010; Skov 2019). But the systems are complex with high investment and exploitation expenses (Stiller et al. 2013; Edwards 2015), especially in terms of water quality control, they are equipped with ozone and ultraviolet irradiation (Summerfelt et al. 2009; Schrader et al. 2010). Removal of ammonia and solids is the primary treatment within the recirculation loop. Total denitrification is not recommended in marine systems, as the presence of nitrite residues inhibits sulfate reduction and DOC “dissolved organic carbon” (Zhu et al. 2015).

As most marine RASs are located in the immediate vicinity of the sea, the discharge of waste into the sea is still the most common practice (Mota et al. 2014), so recycling aquaculture systems (RAS) offers the possibility of producing at a high efficiency, maintaining optimal environmental conditions, ensuring animal safety and welfare, while at the same time minimizing ecological impact (Ranjan et al. 2019), intensification and water renewal process affect the economic viability of RAS (De Ionno et al. 2006; Boxman et al. 2018).

Intensive farming development in recirculating systems relieves many of the risks associated with aquaculture-environment interactions (Zhang et al. 2011; Dekamin et al. 2015).

Integrated Multi-Trophic Aquaculture

The adverse impacts of aquaculture activities on the environment, food security issues (the trend towards healthy and organic food) and the continued pressure on aquaculture to become a more ecological activity have combined to attract researchers and scientists to organic aquaculture (Paul and Vogl 2013; Feucht and Zander 2015).

The integration of fed and extractive species by imitation of nature by integrating organisms of different trophic levels is the modern form of polyculture called integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) (Lander et al. 2013; Largo et al. 2016; Montalto et al. 2017), where organic matter is assimilated by filter feeders and crustaceans, inorganic matter is extracted by algae to produce an algal mass (Wu et al. 2015; Alexander et al. 2016a, b; La Macchia Pedra et al. 2017).

Ray et al. (2015) have demonstrated that integrated systems reduce eutrophication by assimilating dissolved elements, knowing that 80% of total nutrient losses from fish farming are available for algae as potentially eutrophic substances (Kibria and Haque 2018; Rosa et al. 2020), in the same way, trace metals have accumulated in algal thalls to some extent in accordance with bioavailability standards for algae grown in the proximity of fish farm (Ratcliff et al. 2016). The algal

biomass produced is a renewable protein-enriched feed for other species, for the production of biofuels or fertilizer (Wuang et al. 2016; Czynnek-Delêtre et al. 2017; Adeniyi et al. 2018). Generally, this algal biomass is characterized by production of high value polysaccharides (Azevedo et al. 2015). While, released organic particles can be consumed by species such as filter feeders (Handå et al. 2012a). Mussels grown in aquaculture and conventional mussels grown at these IMTA sites show no discernible difference; however, meat yield in IMTA mussels is higher (Handå et al. 2012b).

Then algae and bivalves provide bioremediative services, the integrated system transforms “waste” into a valuable resource (Hussenot and Richard 2009).

Advantages and Inconvenient of Integrated Aquaculture

Integrated aquaculture has both economic and environmental benefits (Burns et al. 2014; Ferreira et al. 2014), it increases the social acceptability of fish farming systems (Nobre et al. 2010; Alexander et al. 2016a, b; Biswas et al. 2020) and AMTI farms give producers the green label (Troell et al. 2009; van Osch et al. 2017). It increases long-term viability and profitability per crop unit not per species, which is the case for monocultures (Xie et al. 2013; Gambelli et al. 2019), up to 80% of the overall economic gains on the transition to IMTA (Edwards 2015; Ankamah-Yeboah et al. 2016). Some countries require relocation of farm sites every few years to reduce benthic impacts (Kleitou et al. 2018) and the IMTA has the potential to reduce sediment enrichment (Ying et al. 2018). In addition, IMTA is considered to be an adaptation strategy to climate change based on the ecosystem approach (Ahmed and Glaser 2016). Thus, sustainable mariculture could be developed through IMTA (Di Marco et al. 2017; Biermann and Geist 2019), and the implementation of IMTA in Sanggou Bay China confirm this hypothesis, it has increased economic benefits, sustained environmental quality, created new jobs and led to innovations in farming techniques, it is considered as the biggest and the most successful case of IMTA in the world (Fang et al. 2016).

Using high algae densities over a large area can also change current local patterns and at night time decrease oxygen concentrations around the cages thus putting fish in a stressful situation (Engström-Öst and Isaksson 2006; Milhazes-Cunha and Otero 2017; Rodríguez-Martínez et al. 2019).

The difficulty of analyzing the complex interactive processes that link biomass to nutrient absorption, Handå et al. (2012b) and Irisari et al. (2015) have shown that mussels near salmon farms use feed particles more efficiently than fecal matter, while feed waste represents less than 5% and they prefer to feed on seston around cages (especially diatoms) that have been induced by the high nutrient content. IMTA engenders an increase in cumulative energy demand, which has an

impact on climate change (Chary et al. 2020), also, the limitation of engineering progress (Alexander et al. 2016a, b; Kleitou et al. 2019) and the absence of an internationally recognized standard (Yu et al. 2017), in addition, the failure to have appropriate marketing strategies (Sicuro 2019), these are the obstacles that slow down the development of IMTA.

Offshore Mariculture

In response to increasing demand for seafood and global food security concerns, while at the same time relieving pressure on coastal ecosystems and wild fisheries, offshore mariculture offers a promising alternative for minimizing aquaculture’s potentially adverse environmental and socio-economic impacts (Thomas et al. 2019). Offshore mariculture defined as occurring at more than to 2 km, from the coast in water depths >50 m and under the influence of powerful hydrodynamic energy (waves, ocean swells, ocean currents and strong winds) (Lovatelli et al. 2013), but based on actual practice and practicable method of mooring and costs, the depth thresholds for conventional sea cages are approximately 25 to 100 m (Chu et al. 2020). All farmed species are candidates for offshore mariculture except crustacean which are farmed in inland ponds (Lovatelli et al. 2013).

Offshore sites allow more sea surface area and generally better water quality, which is necessary to boost the production of healthy organisms, Muñiz et al. (2019) and Barillé et al. (2020) found that offshore sites had better growth potential for oysters and mussels, as well as a better biochemical composition, than intertidal sites. Di Trapani et al. (2014) results’s showed a better economic profitability of offshore farm versus inshore one, mainly due to better feed conversion ratio and to a higher fish density, as well as good market price (Kim et al. 2012; Thomas et al. 2019). According to (Lester et al. 2018) study, farming only a very small total area in open ocean (50 km²), could produce a total amount of seafood that exceeds all U. S mariculture production combined and wild fishery landings.

van den Burg et al. (2017) have identified a total of 105 hazards for offshore exploitations, classified into six categories: (a) operational, (b) economic and political, (c) financial, (d) environmental, (e) socio-economic and (f) health and safety, which regulatory and financial conditions are perceived as a stronger barrier facing offshore expansion, whereas technical, environmental, and market conditions were generally judged to be conducive or manageable by farmers (Fairbanks 2016), whereas negative ecological impacts of offshore mariculture were weaknesses through hydrodynamic conditions (Froehlich et al. 2017; Lacson et al. 2019), the best way to increased returns in offshore farms or to reduce coast due to exploitation was combining mariculture with offshore renewable energy production (wind energy or wave energy),

since both sectors face the same constraints (Wever et al. 2015; Röckmann et al. 2017). It is now clear that exploring offshore sites for seafood farming has become an inescapable choice to keep sustainable and high-quality seafood production, compete and conflict with some other uses of ocean space, but will be complementary with others (Ramos et al. 2017; Weiss et al. 2018a, b; Chu et al. 2020).

Offshore mariculture can be seen as a milestone for sustainable development of marine economies (Weiss et al. 2018a, b), which offshore IMTA concepts are a promising project to supplies future increasing demand in seafood and optimizing marine space use, but it is consistently on a project scale worldwide. (Europe, USA and South Korea) (Buck et al. 2017).

Bioremediation of Mariculture Wastes

the addition of Calcium and Magnesium improves the sedimentation properties of solid mariculture waste and allows the conversion of 67% of nitrogen by heterotrophic bacteria in sludge into bacterial biomass which will then be used in fish feed, this process is called bio-flocs technology (BFT) (Luo et al. 2013; Abu Bakar et al. 2015). Oladoja et al. (2015) suggest that the addition of the gastropod shell *Achatina achatina* as a source of calcium under well-documented thermal conditions allows the precipitation of orthophosphates contained in aquaculture wastewater.

Aquatic plants could be used in phytoremediation programs (Kherbani et al. 2015) for the remediation of water and soil from organic, inorganic, metals and removing pharmaceutical contaminants (Xiong et al. 2018), in general, they are environmentally sustainable methods and are not expensive (Castine et al. 2013; Quintã et al. 2015). Halophytes show great potential as biofilters for mariculture effluents, reduce total phosphorus, suspended solids and maintain biological oxygen demand by increasing the concentration of dissolved oxygen through photosynthesis bay (Flora and Kröger 2014a, b), and keeping ammonia and nitrate at low reception levels in temperate and tropical regions (Buhmann and Papenbrock 2013), *Ulva sp* has the potential to become a major piece of the world's mariculture (Bolton et al. 2016), it is the best material for aquaculture water waste bioremediation, due to its rapid growth, combined with high nitrate and phosphate uptake rates, and high carbon sequestration, make that *Ulva* species may benefit from future ocean warming (Gao et al. 2018a). The seaweed biomass characterized as a high-protein, high-Fe, and high ratio of unsaturated lipid acids (Li et al. 2018) offer promise for serving as source for valuable co-products (human food (Gao et al. 2017), animal feeds (Maia et al. 2019) and biofuel gao (Gao et al. 2018b), *Juncus roemerianus* is an appropriate species that could remedy solid waste from mariculture, due to its potential to sequester nutrients (Joesting et al. 2016), *Lemna gibba* is a potential species

for phytoremediation, it is able to accumulate metals contained in water in its tissues (Megateli et al. 2009; Demim et al. 2013). For the control of Pb and Cu from polluted aquatic environments (Mânzatu et al. 2015), *Salicornia europaea* is an edible and promising species as a biofilter for waters from intensive mariculture, with an elimination rate of up to 98% of total inorganic nitrogen, 89% of dissolved inorganic phosphorus, these rhizomes are also a carrier for denitrifying bacteria (Webb et al. 2013) and bacteria involved in the mineralization of organic matter, whose degradation products will be trapped by algae, further improving water quality and algal biomass yield (Halfhide et al. 2014).

Mariculture effluents can be a source of nutrients for vegetable production (Milhazes-Cunha and Otero 2017), the algal mass produced could be used for human and animal nutrition or in the food, cosmetic bioenergy and pharmaceutical industries (Mišurcová et al. 2012; Ariede et al. 2017; Fu et al. 2017; Sudhakar et al. 2019).

Davidson et al. (2008) suggest the application of fluidized sand biofilters (FSBs) in mariculture facilities to effectively reduce TAN, DBO5C (carbonaceous biochemical oxygen demand), total coliforms and other wastes from aquaculture effluents from a high and diluted volume, they remove 66–82% of the BOD5C, 86–88% of the TAN and phosphorus removal was 15–41%, but not effective for Total Suspension Solids (TSS), also, electron beam irradiation technique can be used for antibiotic resistance disinfection (Lim et al. 2013).

Fernandes et al. (2010) conclude that aeration with HOBAS technology (aerator that stimulates growth and bacterial activity) at high densities effectively prevents the accumulation of ions such as ammonium, nitrites and sulfide at toxic levels compared to non-aerated systems. Boopathy et al. (2015) have successfully removed carbon and dissolved nitrogen from aquaculture effluents at a rapid rate using SBR technology with the addition of *Bacillus* consortium which also has probiotic properties by preventing the proliferation of pathogens. Zhu et al. (2015) have proven that the addition of PBS (butylene polysuccinate) as a carbon source and biofilm carrier to RAS recirculation systems has kept nitrite below.

1 mg /L. In order to avoid the additional contribution of a carbon source (CO₂) or O₂ to stimulate the growth and performance of treatment systems, Lananan et al. (2014) have demonstrated that the symbiosis between natural microorganisms and microalgae has effectively improved the phosphorus removal rate to 99%. Singh et al. (2019) reported that cyanobacteria are good purifiers to control eutrophication, with purification efficiencies of 79% for nitrate and 77% for phosphate. For the degradation of emerging pollutants including steroids and drug residues, activated carbon, ozonation processes as well as stations using microfiltration and reverse osmosis would appear to be promising (Wang 2017; Bendjama et al. 2018; Delgado et al. 2019).

The Effects of Aquaculture in Comparison to Other Industries

The effects of dissolved nutrients from aquaculture waste are considered negligible compared to other inputs, such as industry or agriculture (Carroll et al. 2003). Despite significant degradation under fish cages, environmental influences largely disappear at a distance of 50–100 m (Gondwe et al. 2012; Farmaki et al. 2014) and after a short period (4 months) without fish, the sediment quality improves (Varol 2019), on opposite, the toxicity of pig sediments is very high compared to fish farming (Arias-Andrés et al. 2014).

Watershed modelling in Portugal indicates that 55% of nitrogen and 70% of phosphorus loadings are from diffuse sources (Ferreira et al. 2014). The majority of aquaculture production systems are more efficient than fisheries (fisheries sector), in terms of energy consumption and carbon dioxide emissions (Natale et al. 2013), knowing that marine catches are responsible for about 1.2% of global oil consumption and the emission of over 130 million tonnes of CO₂ into the atmosphere (Farmery et al. 2014). Nijdam et al. (2012) found that the largest impacts per kilogram of product were found for ruminant meat, both in terms of greenhouse gas emissions and land use (occupation), aquaculture waste is mineralized, most of which can be used by macrofauna, unlike wastewater effluents and other industries (Bayle-empere et al. 2013; Greggio et al. 2018).

Conclusion

Globally, aquaculture is making an increasingly contribution to food security, for this purpose, this study investigates some global trends in mariculture technology and some techniques for bioremediation of its wastes, the environmental impact is a function of the technology used for production as well as the tolerable load of the receiving environment, hence current trends in aquaculture research are towards more sustainable mariculture, implementing more environment-friendly models.

To the widespread use of antibiotics and chemicals, probiotics and prophylaxis are still the main alternatives for sustainable mariculture.

Coastal and marine aquaculture could increase seafood production to meet global food demand, while, at the same time, significantly reducing its environmental impact, so assessing the status of aquaculture waste is essential for the viability of this industry where specific actions are needed to ensure full environmental integration, such as phytobioremediation or adoption a new models of production like recirculating system aquaculture (RAS), integrated multi-trophic aquaculture (IMTA), or offshore mariculture. Mitigate to more environmentally respectful practices depends on the local context and market demand, but it seems that offshore-IMTA will be the future of sustainable mariculture, so all

coastal nations should be prepared to engage actively in developing the technological, legal and financial frameworks needed to realistically grow the offshore-IMTA farms.

Acknowledgements The authors would like to thank the editors and reviewers for their valuable comments that helped to improve the quality of the manuscript. The authors wish also to thank Mrs. Ilydia Kheyer for the English proofreading of the manuscript.

Compliance with Ethical Standards

Conflict of Interest The authors report no conflicts of interest.

References

- Abu Bakar NS, Mohd Nasir N, Lananan F, Abdul Hamid SH, Lam SS, Jusoh A (2015) Optimization of C/N ratios for nutrient removal in aquaculture system culturing African catfish, (*Clarias gariepinus*) utilizing Bioflocs technology. *Int Biodeterior Biodegradation Elsevier* 102:100–106. <https://doi.org/10.1016/J.IBIOD.2015.04.001>
- Adeniyi OM, Azimov U, Burluka A (2018) Algae biofuel: current status and future applications. *Renew Sust Energ Rev Pergamon* 90:316–335. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2018.03.067>
- Ahmed N, Glaser M (2016) Can “integrated multi-trophic aquaculture (IMTA)” adapt to climate change in coastal Bangladesh? *Ocean Coast Manag Elsevier* 132:120–131. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2016.08.017>
- Alexander KA, Angel D, Freeman S, Israel D, Johansen J, Kletou D, Meland M, Pecorino D, Rebours C, Rousou M, Shorten M, Potts T (2016b) Improving sustainability of aquaculture in Europe: stakeholder dialogues on integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). *Environ Sci Pol Elsevier* 55:96–106. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2015.09.006>
- Alexander KA, Angel D, Freeman S, Israel D, Johansen J, Kletou D, Meland M, Pecorino D, Rebours C, Rousou M, Shorten M, Potts T (2016a) ‘Environmental Science & Policy Improving sustainability of aquaculture in Europe : stakeholder dialogues on integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). *Environ Sci Policy Elsevier Ltd* 55:96–106. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.09.006>
- Ankamah-Yeboah I, Nielsen M, Nielsen R (2016) ‘Price premium of organic salmon in Danish retail sale. *Ecol Econ Elsevier* 122:54–60. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2015.11.028>
- Apostolaki ET et al (2007) Fish farming impact on sediments and macrofauna associated with seagrass meadows in the Mediterranean, 75, pp. 408–416. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.024>
- Arias-Andrés, M. et al. (2014) ‘Ecotoxicological evaluation of aquaculture and agriculture sediments with biochemical biomarkers and bioassays: antimicrobial potential exposure’, *jeb.co.in*. Available at: http://www.jeb.co.in/journal_issues/201401_jan14_spl/paper_12.pdf
- Ariede MB, Candido TM, Jacome ALM, Velasco MVR, de Carvalho JCM, Baby AR (2017) Cosmetic attributes of algae - a review’, *Algal Research. Elsevier* 25:483–487. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2017.05.019>
- Azevedo, G. et al. (2015) Impact of cultivation of *Mastocarpus stellatus* in IMTA on the seaweeds chemistry and hybrid carrageenan properties. *Carbohydr Polym Elsevier*, 116, pp. 140–148. <https://doi.org/10.1016/J.CARBPOL.2014.04.069>
- Balcázar, J. L., Vendrell D., de Blas I., Ruiz-Zarzuola I., Muzquiz J. L., Girones O. (2008) Characterization of probiotic properties of lactic acid bacteria isolated from intestinal microbiota of fish.

- Aquaculture. Elsevier, 278(1–4), pp. 188–191. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2008.03.014>
- Banerjee, G. and Ray, A. K. (2017) The advancement of probiotics research and its application in fish farming industries. *Res Vet Sci*. W.B. Saunders, 115: 66–77. <https://doi.org/10.1016/J.RVSC.2017.01.016>
- Bao J-W, Qiang J, Tao YF, Li HX, He J, Xu P, Chen DJ (2018) Responses of blood biochemistry, fatty acid composition and expression of microRNAs to heat stress in genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*). *J Therm Biol Pergamon* 73:91–97. <https://doi.org/10.1016/J.JTHERBIO.2018.02.007>
- Barillé L et al (2020) Biological, socio-economic, and administrative opportunities and challenges to moving aquaculture offshore for small French oyster-farming companies. *Aquaculture*. Elsevier B.V., 521, p. 735045. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735045>
- Bayle-sempere, J. T. et al. (2013) Trophic structure and energy fluxes around a Mediterranean fish farm. *Ecological Modelling*. Elsevier B.V., 248, pp. 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.08.028>
- Bendjama H, Merouani S, Hamdaoui O, Bouhelassa M (2018) Efficient degradation method of emerging organic pollutants in marine environment using UV/periodate process: case of chlorazol black. *Mar Pollut Bull Pergamon* 126:557–564. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2017.09.059>
- Biermann G, Geist J (2019) Life cycle assessment of common carp (*Cyprinus carpio* L.) – a comparison of the environmental impacts of conventional and organic carp aquaculture in Germany. *Aquaculture* Elsevier 501:404–415. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2018.10.019>
- Biswas G, Kumar P, Ghoshal TK, Kailasam M, de D, Bera A, Mandal B, Sukumaran K, Vijayan KK (2020) Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) outperforms conventional polyculture with respect to environmental remediation, productivity and economic return in brackishwater ponds. *Aquaculture* Elsevier 516:734626. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2019.734626>
- Bolton, J. et al. (2016) Why grow Ulva? Its potential role in the future of aquaculture. *Perspectives in phycology*. Available at: https://www.schweizerbart.de/papers/pip/detail/3/86878/Why_grow_Ulva_Its_potential_role_in_the_future_of_ (Accessed: 20 March 2020)
- Boopathy R, Kern C, Corbin A (2015) International Biodeterioration & Biodegradation use of *Bacillus* consortium in waste digestion and pathogen control in shrimp aquaculture. *Int Biodeterior Biodegradation* Elsevier Ltd 102:159–164. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.02.001>
- Bougherira N et al (2014) Impact of the urban and industrial waste water on surface and groundwater, in the region of Annaba, (Algeria). *Energy Procedia*. Elsevier B.V., 50, pp. 692–701. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.06.085>
- Boxman SE, Nystrom M, Ergas SJ, Main KL, Trotz MA (2018) Evaluation of water treatment capacity, nutrient cycling, and biomass production in a marine aquaponic system. *Ecol Eng Elsevier* 120:299–310. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2018.06.003>
- Buck BH et al (2017) Offshore and multi-use aquaculture with extractive species: seaweeds and bivalves, in *Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean: The Untapped Potential for Marine Resources in the Anthropocene*. Springer international publishing, pp. 23–69. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51159-7_2
- Buhmann, A. and Papenbrock, J. (2013) Biofiltering of aquaculture effluents by halophytic plants : Basic principles , current uses and future perspectives. *Environmental and Experimental Botany* 92: 122–33. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.07.005>
- Burns TE et al (2014) Original contribution a scoping analysis of peer-reviewed literature about linkages between aquaculture and determinants of human health, pp. 227–240. <https://doi.org/10.1007/s10393-013-0875-x>
- Carballeira C et al (2012) Identification of specific malformations of sea urchin larvae for toxicity assessment : application to marine pisciculture effluents, 77, pp. 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.01.001>
- Carnevali O, Maradonna F, Gioacchini G (2017) Integrated control of fish metabolism, wellbeing and reproduction: the role of probiotic. *Aquaculture* Elsevier 472:144–155. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2016.03.037>
- Carroll, M. L. et al. (2003) Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway : environmental factors , management practices , and monitoring techniques, 226, pp. 165–180. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00475-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00475-7)
- Castine SA, Paul NA, Magnusson M, Bird MI, de Nys R (2013) Algal bioproducts derived from suspended solids in intensive land-based aquaculture. *Bioresour Technol Elsevier* 131:113–120. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2012.12.094>
- Chary K, Aubin J, Sadoul B, Fiandrino A, Covès D, Callier MD (2020) Integrated multi-trophic aquaculture of red drum (*Sciaenops ocellatus*) and sea cucumber (*Holothuria scabra*): assessing bioremediation and life-cycle impacts. *Aquaculture* Elsevier 516:734621. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2019.734621>
- Chu, Y. I. et al. (2020) Review of cage and containment tank designs for offshore fish farming. *Aquaculture*. Elsevier B.V., p. 734928. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.734928>
- Czyrnek-Delètre MM, Rocca S, Agostini A, Giuntoli J, Murphy JD (2017) Life cycle assessment of seaweed biomethane, generated from seaweed sourced from integrated multi-trophic aquaculture in temperate oceanic climates. *Appl Energy* Elsevier 196:34–50. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2017.03.129>
- Daputo G, Massa F, Costa S, Cimoli L, Olivari E, Chiantore M, Federici B, Povero P (2015) Ocean & Coastal Management A spatial multi-criteria evaluation for site selection of offshore marine fish farm in the Ligurian Sea , Italy. *Ocean Coast Manag. Elsevier Ltd* 116:64–77. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.030>
- Davidson, J., Helwig, N. and Summerfelt, S. T. (2008) Aquacultural Engineering Fluidized sand biofilters used to remove ammonia , biochemical oxygen demand , total coliform bacteria , and suspended solids from an intensive aquaculture effluent. *Aquac Eng. Elsevier B.V.*, 39(1), pp. 6–15. <https://doi.org/10.1016/j.aquaceng.2008.04.002>
- Dawood MAO, Koshio S (2016) Recent advances in the role of probiotics and prebiotics in carp aquaculture: a review. *Aquaculture* Elsevier 454: 243–251. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2015.12.033>
- De Ionno PN et al (2006) A bioeconomic evaluation of a commercial scale recirculating finfish growout system — An Australian perspective. *Aquaculture*, Elsevier 259(1–4):315–327. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2006.05.047>
- Dekamin M, Veisi H, Safari E, Liaghati H, Khoshbakht K, Dekamin MG (2015) Life cycle assessment for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) production systems : a case study for Iran. *J Clean Prod Elsevier Ltd* 91: 43–55. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.006>
- Delgado N, Capparelli A, Navarro A, Marino D (2019) Pharmaceutical emerging pollutants removal from water using powdered activated carbon: study of kinetics and adsorption equilibrium. *J Environ Manag Academic Press* 236:301–308. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.01.116>
- Demim, S. et al. (2013) Cadmium and nickel : Assessment of the physiological effects and heavy metal removal using a response surface approach by *L. gibba*. *Ecol Eng. Elsevier B.V.*, 61, pp. 426–435. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.016>
- Demirak, A. (2006) Food Chemistry Determination of heavy metals (Cd , Pb) and trace elements (Cu , Zn) in sediments and fish of the Southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry, 95, pp. 157–162. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.02.009>

- Di Marco P et al (2017) Insights into organic farming of European sea bass *Dicentrarchus labrax* and gilthead sea bream *Sparus aurata* through the assessment of environmental impact, growth performance, fish welfare and product quality', *Aquaculture*. Elsevier 471:92–105. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2017.01.012>
- Di Trapani, A. M. et al. (2014) Economic comparison between offshore and inshore aquaculture production systems of European sea bass in Italy. *Aquaculture*. Elsevier, 434, pp. 334–339. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.09.001>
- Edwards, P. (2015) Aquaculture environment interactions : Past , present and likely future trends. *Aquaculture*. Elsevier B.V., pp. 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.02.001>
- Engström-Öst J, Isaksson I (2006) Effects of macroalgal exudates and oxygen deficiency on survival and behaviour of fish larvae. *J Exp Mar Biol Ecol* Elsevier 335(2):227–234. <https://doi.org/10.1016/J.JEMBE.2006.03.007>
- Fairbanks L (2016) Moving mussels offshore? Perceptions of offshore aquaculture policy and expansion in New England. *Ocean Coast Manag* Elsevier Ltd 130:1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.05.004>
- Fang, J., Zhang J., Xiao T., Huang D., Liu S. (2016) Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in Sanggou Bay, China. *Aquaculture Environment Interactions*. Inter-Research Science Center, 8, pp. 201–205. <https://doi.org/10.3354/aei00179>
- Farias THV, Levy-Pereira N, Alves LO, Dias DC, Tachibana L, Pilarski F, Belo MAA, Ranzani-Paiva MJT (2016) Probiotic feeding improves the immunity of pacus, *Piaractus mesopotamicus*, during *Aeromonas hydrophila* infection. *Anim Feed Sci Technol* Elsevier 211:137–144. <https://doi.org/10.1016/J.ANIFEEDSCI.2015.11.004>
- Farmaki, E. G. et al. (2014) Science of the total environment environmental impact of intensive aquaculture : investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. *Science of the Total Environment*, The. Elsevier B.V., 485–486, pp. 554–562. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.125>
- Farmery A, Gardner C, Green BS, Jennings S, Watson R (2014) Life cycle assessment of wild capture prawns: expanding sustainability considerations in the Australian northern prawn fishery. *J Clean Prod* Elsevier Ltd 87:96–104. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.063>
- Fernandes SO et al (2010) Water quality and bacteriology in an aquaculture facility equipped with a new aeration system, pp. 81–92. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0876-y>
- Ferreira JG et al (2014) Modelling of interactions between inshore and offshore aquaculture. *Aquaculture*. Elsevier B.V., 426–427, pp. 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.01.030>
- Feucht Y, Zander K (2015) Of earth ponds, flow-through and closed recirculation systems — German consumers' understanding of sustainable aquaculture and its communication. *Aquaculture* Elsevier 438:151–158. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2015.01.005>
- Flora C, Kröger R (2014a) Aquacultural engineering use of vegetated drainage ditches and low-grade weirs for aquaculture effluent mitigation: I. Nutrients. *Aquacult Eng* 60:56–62. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.04.006>
- Flora C, Kröger R (2014b) Aquacultural engineering use of vegetated drainage ditches and low-grade weirs for aquaculture effluent Mitigation: II. Suspended Sediment. *Aquacult Eng* 60:68–72. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.04.007>
- Françoise L (2010) Occurrence and role of lactic acid bacteria in seafood products. *Food Microbiol Academic Press* 27(6):698–709. <https://doi.org/10.1016/J.FM.2010.05.016>
- Franke, A., Roth, O. and Clemmesen, C. (2013) Early stimulation of the immune system of an important aquaculture fish species: probiotic application in European sea bass juveniles. *Fish & Shellfish Immunology*. Academic press, 34(6): 1707. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2013.03.214>
- Froehlich, H. E. et al. (2017) Offshore aquaculture: I know it when I see it. *Front Mar Sci*. Frontiers Media S. A, 4(MAY), p. 154. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00154>
- Fu W et al (2017) Bioactive compounds from microalgae: current development and prospects. *Stud Nat Prod Chem*. Elsevier 54:199–225. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63929-5.00006-1>
- Gambelli D, Vairo D, Solfanelli F, Zanolli R (2019) Economic performance of organic aquaculture: a systematic review. *Mar Policy Pergamon* 108:103542. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2019.103542>
- Gao, G. et al. (2017) Reproductive sterility increases the capacity to exploit the green seaweed *Ulva rigida* for commercial applications. *Algal Res*. Elsevier B.V., 24, pp. 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.03.008>
- Gao G, Clare AS, Chatzidimitriou E, Rose C, Caldwell G (2018a) Effects of ocean warming and acidification, combined with nutrient enrichment, on chemical composition and functional properties of *Ulva rigida*. *Food Chem* Elsevier Ltd 258:71–78. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.03.040>
- Gao G, Clare AS, Rose C et al (2018b) *Ulva rigida* in the future ocean: potential for carbon capture, bioremediation and biomethane production. *GCB Bioenergy Blackwell Publishing Ltd* 10(1):39–51. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12465>
- Gondwe MJ, Guildford SJ, Hecky RE (2012) Tracing the flux of aquaculture-derived organic wastes in the southeast arm of Lake Malawi using carbon and nitrogen stable isotopes. *Aquaculture* Elsevier 350–353:8–18. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2012.04.030>
- Greggio N, Carlini C, Contin A, Soldano M, Marazza D (2018) Exploitable fish waste and stranded beach debris in the Emilia-Romagna region (Italy). *Waste Manag Pergamon* 78:566–575. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2018.06.034>
- Halfhide, T. et al. (2014) Production of algal biomass , chlorophyll , starch and lipids using aquaculture wastewater under axenic and non-axenic conditions. *ALGAL*. Elsevier B.V., 6, pp. 152–159. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2014.10.009>
- Handá A, Min H et al (2012a) Incorporation of fish feed and growth of blue mussels (*Mytilus edulis*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture : implications for integrated multi-trophic aquaculture in Norwegian coastal waters. *Aquaculture*. Elsevier B.V., 356–357, pp. 328–341. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.04.048>
- Handá, A., Ranheim, A., et al. (2012b) Incorporation of salmon fish feed and feces components in mussels (*Mytilus edulis*): implications for integrated multi-trophic aquaculture in cool-temperate North Atlantic waters. *Aquaculture*. Elsevier B.V., 370–371, pp. 40–53. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.09.030>
- Henriques NS, Monteiro P, Bentes L, Oliveira F, Afonso CML, Gonçalves JMS (2017) Marxan as a zoning tool for development and economic purposed areas - aquaculture management areas (AMAs). *Ocean Coast Manag* Elsevier 141:90–97. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2017.03.016>
- Holmer M et al (2007) Sedimentation of organic matter from fish farms in oligotrophic Mediterranean assessed through bulk and stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) analyses, 262, pp. 268–280. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.09.033>
- Holmer M et al (2008) Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows : synthesis and provision of monitoring and management tools, 56, pp. 1618–1629. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.020>
- Hosseini M, Kolangi Miandare H, Shabani A, Hoseinifard SH, Yarahmadi P (2016) Dietary *Lactobacillus acidophilus* modulated skin mucus protein profile, immune and appetite genes expression in gold fish

- (*Carassius auratus gibelio*). Fish & Shellfish Immunology Academic Press 59:149–154. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2016.10.026>
- Hu, Z. et al. (2014) Science of the Total environment in fl uence of carbohydrate addition on nitrogen transformations and greenhouse gas emissions of intensive aquaculture system. Sci Total Environ, The. Elsevier B.V., 470–471(3): 193–200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.050>
- Hussenot J, Richard M (2009) Des systèmes intégrés multi-trophiques pour une aquaculture durable. Actes du séminaire 2
- Ibrahem MD (2015) Evolution of probiotics in aquatic world: potential effects, the current status in Egypt and recent prospectives. J Adv Res, Elsevier 6(6):765–791. <https://doi.org/10.1016/J.JARE.2013.12.004>
- Irisarri J, Fernández-Reiriz MJ, Labarta U, Cranford PJ, Robinson SMC (2015) Availability and utilization of waste fish feed by mussels *Mytilus edulis* in a commercial integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) system: a multi-indicator assessment approach. Ecol Indic Elsevier 48:673–686. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2014.09.030>
- Iwashita, M. K. P., Addo, S. and Terhune, J. S. (2015) Use of pre- and probiotics in finfish aquaculture. Feed and Feeding Practices in Aquaculture. Woodhead publishing, pp. 235–249. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100506-4.00009-X>
- Jiang, J., Lee, C. and Fang, M. (2014) Emerging organic contaminants in coastal waters : Anthropogenic impact , environmental release and ecological risk. Mar Pollut Bull Elsevier Ltd, 85(2), pp. 391–399. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.045>
- Joesting, H. M. et al. (2016) The use of marine aquaculture solid waste for nursery production of the salt marsh plants *Spartina alterniflora* and *Juncus roemerianus*. Elsevier B.V., 3, pp. 108–114
- Kherbani, N., Abdi, N. and Lounici, H. (2015) Effect of cadmium and zinc on growing barley (February), pp. 160–172
- Kibria ASM, Haque MM (2018) Potentials of integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in freshwater ponds in Bangladesh. Aquaculture Reports, Elsevier 11:8–16. <https://doi.org/10.1016/J.AQREP.2018.05.004>
- Kim DH, Lipton D, Choi JY (2012) Analyzing the economic performance of the red sea bream *Pagrus major* offshore aquaculture production system in Korea. Fish Sci Springer 78(6):1337–1342. <https://doi.org/10.1007/s12562-012-0540-2>
- Kleitou, P., Kletou, D. and David, J. (2019) Corrigendum to “Is Europe ready for integrated multi-trophic aquaculture? A survey on the perspectives of European farmers and scientists with IMTA experience” [Aquaculture, Volume 490, 1 March 2018, Pages 136–148]’, *Aquaculture*. Elsevier, p. 734502. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2019.734502>
- Kletou D, Kleitou P, Savva I, Attrill MJ, Antoniou C, Hall-Spencer JM (2018) Seagrass recovery after fish farm relocation in the eastern Mediterranean. Mar Environ Res Elsevier 140:221–233. <https://doi.org/10.1016/J.MARENRES.2018.06.007>
- Kuebutomye FKA, Abarike ED, Lu Y (2019) A review on the application of *Bacillus* as probiotics in aquaculture. Fish & Shellfish Immunology. Academic Press 87:820–828. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2019.02.010>
- Kumar VJR et al (2010) Nitrification in brackish water recirculating aquaculture system integrated with activated packed bed bioreactor, pp. 797–806. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.849>
- La Macchia Pedra AG et al (2017) Cultivation of the red seaweed *Kappaphycus alvarezii* with effluents from shrimp cultivation and brown seaweed extract: effects on growth and secondary metabolism. Aquaculture Elsevier 479:297–303. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2017.06.005>
- Lacson AZ, Piló D, Pereira F, Carvalho AN, Cúrdia J, Caetano M, Drago T, Santos MN, Gaspar MB (2019) A multimetric approach to evaluate offshore mussel aquaculture effects on the taxonomical and functional diversity of macrobenthic communities. Mar Environ Res, Elsevier Ltd 151:104774. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104774>
- Lananan F, Abdul Hamid SH, Din WNS, Ali N', Khatoon H, Jusoh A, Endut A (2014) International biodeterioration & biodegradation symbiotic bioremediation of aquaculture wastewater in reducing ammonia and phosphorus utilizing Effective Microorganism (EM-1) and microalgae (*Chlorella* sp .). Int Biodeterior Biodegradation Elsevier Ltd 95:127–134. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.06.013>
- Lander, T. R. et al. (2013) Characterization of the suspended organic particles released from salmon farms and their potential as a food supply for the suspension feeder , *Mytilus edulis* in integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) systems. Aquaculture. Elsevier B.V., 406–407, pp. 160–171. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.05.001>
- Largo DB, Diola AG, Marababol MS (2016) Development of an integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) system for tropical marine species in southern Cebu, Central Philippines. Aquaculture Reports Elsevier 3:67–76. <https://doi.org/10.1016/J.AQREP.2015.12.006>
- Li JY, Yang F, Jin L, Wang Q, Yin J, He P, Chen Y (2018) Safety and quality of the green tide algal species *Ulva prolifera* for option of human consumption: a nutrition and contamination study. Chemosphere Elsevier Ltd 210:1021–1028. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.076>
- Lim, S. J. et al. (2013) Antibiotic resistance in bacteria isolated from freshwater aquacultures and prediction of the persistence and toxicity of antimicrobials in the aquatic environment, 1234, pp. 495–504. doi: <https://doi.org/10.1080/03601234.2013.761911>
- Lovatelli, A., Aguilar-Manjarrez, J. and Soto, D. (2013) Mariculture farther offshore. Technical, environmental, spatial and governance challenges. FAO Technical Workshop, Orbetello, Italy, 22–25 March 2010. Available at: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20133417878> ()
- Luo G et al (2013) Aquacultural engineering effects of calcium and magnesium addition on the start-up of sequencing batch reactor using biofloc technology treating solid aquaculture waste, 57, pp. 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2013.06.004>
- Maia, M. R. G. et al. (2019) In vitro evaluation of macroalgae as unconventional ingredients in ruminant animal feeds. Algal Res. Elsevier B.V., 40, p. 101481. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101481>
- Mânzatu, C., Nagy B., Ceccarini A., Iannelli R., Giannarelli S., Majdik C. (2015) Laboratory tests for the phytoextraction of heavy metals from polluted harbor sediments using aquatic plants. MPB. Elsevier Ltd, 101(2), pp. 605–611. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.045>
- Martins, C. I. M. et al. (2010) Aquacultural engineering new developments in recirculating aquaculture systems in Europe : a perspective on environmental sustainability. Aquac Eng. Elsevier B.V., 43(3), pp. 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.09.002>
- Megateli, S., Semsari, S. and Couderchet, M. (2009) Ecotoxicology and environmental safety toxicity and removal of heavy metals (cadmium , copper , and zinc) by *Lemna gibba*. Ecotoxicol Environ Saf. Elsevier, 72(6), pp. 1774–1780. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.05.004>
- Meinelt, T. et al. (2010) Can dissolved aquatic humic substances reduce the toxicity of ammonia and nitrite in recirculating aquaculture systems ? Aquaculture. Elsevier B.V., 306(1–4), pp. 378–383. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.06.007>
- Milhazes-Cunha H, Otero A (2017) Valorisation of aquaculture effluents with microalgae: the integrated multi-trophic aquaculture concept. Algal Res Elsevier 24:416–424. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2016.12.011>
- Mišurcová L et al (2012) Health benefits of algal polysaccharides in human nutrition. Adv Food Nutr Res Academic Press 66:75–145. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394597-6.00003-3>

- Mohammadian T, Nasirpour M, Tabandeh MR, Heidary AA, Ghanei-Motlagh R, Hosseini SS (2019) Administrations of autochthonous probiotics altered juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* health status, growth performance and resistance to *Lactococcus garvieae*, an experimental infection. *Fish & Shellfish Immunology Academic Press* 86:269–279. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2018.11.052>
- Montalto V, Martinez M, Rinaldi A, Sarà G, Mirto S (2017) The effect of the quality of diet on the functional response of *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819): implications for integrated multitrophic aquaculture (IMTA) and marine spatial planning. *Aquaculture Elsevier* 468:371–377. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2016.10.030>
- Mota VC et al (2014) Aquacultural engineering steroids accumulate in the rearing water of commercial recirculating aquaculture systems. *Aquac Eng. Elsevier B.V.* 62:9–16. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.07.004>
- Muñiz, O. et al. (2019) Annual cycle of phytoplankton community through the water column: study applied to the implementation of bivalve offshore aquaculture in the southeastern Bay of Biscay. *Oceanologia. Elsevier Sp. z o.o.*, 61(1), pp. 114–130. doi: <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2018.08.001>
- Muñoz-Atienza E, Araújo C, Magadán S, Hernández PE, Herranz C, Santos Y, Cintas LM (2014) In vitro and in vivo evaluation of lactic acid bacteria of aquatic origin as probiotics for turbot (*Scophthalmus maximus* L.) farming. *Fish & Shellfish Immunology Academic Press* 41(2):570–580. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2014.10.007>
- Natale F et al (2013) Interactions between aquaculture and fisheries. *Mar Policy. Elsevier* 38:205–213. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.037>
- Nayak SK (2010) Probiotics and immunity: a fish perspective. *Fish & Shellfish Immunology Academic Press* 29(1):2–14. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2010.02.017>
- Nguyen TL, Park C-I, Kim D-H (2017) Improved growth rate and disease resistance in olive flounder, *Paralichthys olivaceus*, by probiotic *Lactococcus lactis* WFLU12 isolated from wild marine fish. *Aquaculture Elsevier* 471:113–120. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2017.01.008>
- Nijdam D, Rood T, Westhoek H (2012) The price of protein : review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy Elsevier Ltd* 37(6): 760–770. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.08.002>
- Nobre AM et al (2010) Ecological – economic assessment of aquaculture options : comparison between abalone monoculture and integrated multi-trophic aquaculture of abalone and seaweeds. *Aquaculture. Elsevier B.V.*, 306(1–4), pp. 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.06.002>
- Oladoja NA, Adelagun ROA, Ahmad AL, Ololade IA (2015) Phosphorus recovery from aquaculture wastewater using thermally treated gastropod shell. *Process Saf Environ Prot Institution of Chemical Engineers* 98:296–308. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.09.006>
- Paul BG, Vogl CR (2013) Organic shrimp aquaculture for sustainable household livelihoods in Bangladesh. *Ocean Coast Manag Elsevier* 71:1–12. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2012.10.007>
- Quintã R, Santos R, Thomas DN, le Vay L (2015) ‘Growth and nitrogen uptake by *Salicornia europaea* and *Aster tripolium* in nutrient conditions typical of aquaculture wastewater. *Chemosphere Pergamon* 120:414–421. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2014.08.017>
- Ramos J, Caetano M, Himes-Cornell A, dos Santos MN (2017) Stakeholders’ conceptualization of offshore aquaculture and small-scale fisheries interactions using a Bayesian approach. *Ocean Coast Manag Elsevier Ltd* 138:70–82. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.01.008>
- Ranjan R et al (2019) Design and performance of recirculating aquaculture system for marine finfish broodstock development. *Aquac Eng Elsevier* 85:90–97. <https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2019.03.002>
- Ratcliff JJ et al (2016) Metal content of kelp (*Laminaria digitata*) co-cultivated with Atlantic salmon in an integrated multi-trophic aquaculture system. *Aquaculture. Elsevier B.V.*, 450, pp. 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.07.032>
- Rawling MD, Merrifield DL, Davies SJ (2009) Preliminary assessment of dietary supplementation of Sangrovit® on red tilapia (*Oreochromis niloticus*) growth performance and health. *Aquaculture Elsevier* 294(1–2):118–122. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2009.05.005>
- Ray NE, Terlizzi DE, Kangas PC (2015) Nitrogen and phosphorus removal by the algal turf scrubber at an oyster aquaculture facility. *Ecol Eng. Elsevier B.V.* 78:27–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.04.028>
- Read P, Fernandes T (2003) Management of environmental impacts of marine aquaculture in Europe, 226, pp. 139–163. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00474-5](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00474-5)
- Röckmann, C., Lagerveld, S. and Stavenuiter, J. (2017) ‘Operation and maintenance costs of offshore wind farms and potential multi-use platforms in the Dutch North Sea’, in *Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean: The Untapped Potential for Marine Resources in the Anthropocene*. Springer international publishing, pp. 97–113. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51159-7_4
- Rodríguez-Martínez RE, Medina-Valmaseda AE, Blanchon P, Monroy-Velázquez LV, Almazán-Becerril A, Delgado-Pech B, Vásquez-Yeomans L, Francisco V, García-Rivas MC (2019) Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic *Sargassum*. *Mar Pollut Bull. Pergamon* 146:201–205. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.06.015>
- Rosa J, Leston S, Crespo D, Freitas A, Vila Pouca AS, Barbosa J, Lemos MFL, Pardal MÁ, Ramos F (2020) Uptake of enrofloxacin from seawater to the macroalgae *Ulva* and its use in IMTA systems. *Aquaculture Elsevier* 516:734609. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2019.734609>
- Sara G, Archirafi V (2007) Ecological effects of aquaculture on living and non-living suspended fractions of the water column : a meta-analysis, 41, pp. 3187–3200. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.013>
- Schrader KK, Davidson JW, Rimando AM, Summerfelt ST (2010) ‘Evaluation of ozonation on levels of the off-flavor compounds geosmin and 2-methylisoborneol in water and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* from recirculating aquaculture systems. *Aquac Eng Elsevier* 43(2):46–50. <https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2010.05.003>
- Sicuro B (2019) An overview of organic aquaculture in Italy. *Aquaculture Elsevier* 509:134–139. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2019.05.024>
- Singh JS, Kumar A, Singh M (2019) Cyanobacteria: a sustainable and commercial bio-resource in production of bio-fertilizer and bio-fuel from waste waters. *Environmental and Sustainability Indicators. Elsevier* 3–4:100008. <https://doi.org/10.1016/J.INDIC.2019.100008>
- Skov, P. V. (2019) CO2 in aquaculture. *Fish Physiology. Academic Press* : <https://doi.org/10.1016/BS.FP.2019.07.004>
- Stiller KT, Moran D, Vanselow KH, Marxen K, Wuertz S, Schulz C (2013) A novel respirometer for online detection of metabolites in aquaculture research: evaluation and first applications. *Aquac Eng Elsevier* 55:23–31. <https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2013.01.004>
- Sudhakar MP, Kumar BR, Mathimani T, Arunkumar K (2019) A Review on bioenergy and bioactive compounds from microalgae and macroalgae-sustainable energy perspective. *Journal of Cleaner Production* 228:1320–33. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2019.04.287>
- Summerfelt ST, Sharrer MJ, Tsukuda SM, Gearheart M (2009) Process requirements for achieving full-flow disinfection of recirculating

- water using ozonation and UV irradiation. *Aquac Eng Elsevier* 40(1):17–27. <https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2008.10.002>
- Tayeb, A., Chellali M.R., Hamou A., Debbah S. (2015) Impact of urban and industrial effluents on the coastal marine environment in Oran , Algeria, *Mar Pollut Bull. Elsevier Ltd.* : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.013>, 98, 281, 288
- Thoman, E. S. et al. (2001). A nitrogen budget for a closed , recirculating mariculture system, 24, pp. 195–211
- Thomas LR, Clavelle T, Klingler DH, Lester SE (2019) The ecological and economic potential for offshore mariculture in the Caribbean. *Nature Sustainability. Nat Publ Group* 2(1):62–70. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0205-y>
- Tovar, A. et al. (2000) Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters', 34(1): 334–342
- Troell M et al (2009) Ecological engineering in aquaculture — potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. *Aquaculture. Elsevier B.V.*, 297(1–4), pp. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.09.010>
- Truong Thy HT, Tri NN, Quy OM, Fotedar R, Kannika K, Unajak S, Areechon N (2017) Effects of the dietary supplementation of mixed probiotic spores of *Bacillus amyloliquefaciens* 54A, and *Bacillus pumilus* 47B on growth, innate immunity and stress responses of striped catfish (*Pangasianodon hypophthalmus*). *Fish & Shellfish Immunology Academic Press* 60:391–399. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2016.11.016>
- van Bussel CGJ, Schroeder JP, Mahlmann L, Schulz C (2014) Aquatic accumulation of dietary metals (Fe, Zn, Cu, Co, Mn) in recirculating aquaculture systems (RAS) changes body composition but not performance and health of juvenile turbot (*Psetta maxima*). *Aquac Eng Elsevier* 61:35–42. <https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2014.05.003>
- van den Burg SWK, Kamermaans P, Blanch M, Pletsas D, Poelman M, Soma K, Dalton G (2017) Business case for mussel aquaculture in offshore wind farms in the North Sea. *Mar Policy Elsevier Ltd* 85:1–7. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.007>
- van Osch S, Hynes S, O'Higgins T, Hanley N, Campbell D, Freeman S (2017) Estimating the Irish public's willingness to pay for more sustainable salmon produced by integrated multi-trophic aquaculture. *Mar Policy Pergamon* 84:220–227. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2017.07.005>
- Varol M (2019) Impacts of cage fish farms in a large reservoir on water and sediment chemistry. *Environ Pollut Elsevier* 252:1448–1454. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.06.090>
- Wang W (2017) Characterisation and removal of organic matter from a reverse osmosis concentrate by a PAC accumulative countercurrent four-stage adsorption-MF hybrid process. *Sep Purif Technol Elsevier* 189:425–432. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2017.08.002>
- Wang A, Ran C, Wang Y, Zhang Z, Ding Q, Yang Y, Olsen RE, Ringø E, Bindelle J, Zhou Z (2019) Use of probiotics in aquaculture of China—a review of the past decade. *Fish & Shellfish Immunology Academic Press* 86:734–755. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2018.12.026>
- Webb JM et al (2013) The effect of halophyte planting density on the efficiency of constructed wetlands for the treatment of wastewater from marine aquaculture. *Ecol Eng. Elsevier B.V.* 61:145–153. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.058>
- Weiss CVC, Ondiviela B, Guanche R, Castellanos OF, Juanes JA (2018a) A global integrated analysis of open sea fish farming opportunities. *Aquaculture Elsevier Ltd* 497 (July):234–245. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.07.054>
- Weiss CVC, Ondiviela B, Guinda X, del Jesus F, González J, Guanche R, Juanes JA (2018b) 'Co-location opportunities for renewable energies and aquaculture facilities in the canary archipelago. *Ocean Coast Manag. Elsevier Ltd* 166:62–71. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.05.006>
- Wever L, Krause G, Buck BH (2015) 'Lessons from stakeholder dialogues on marine aquaculture in offshore wind farms: perceived potentials, constraints and research gaps. *Mar Policy Elsevier Ltd* 51:251–259. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.08.015>
- Wu H, Huo Y, Han F, Liu Y, He P (2015) Bioremediation using *Gracilaria chouae* co-cultured with *Sparus macrocephalus* to manage the nitrogen and phosphorous balance in an IMTA system in Xiangshan Bay, China. *Mar Pollut Bull Pergamon* 91(1):272–279. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2014.11.032>
- Wuang SC, Khin MC, Chua PQD, Luo YD (2016) Use of *Spirulina* biomass produced from treatment of aquaculture wastewater as agricultural fertilizers. *Algal Res Elsevier* 15:59–64. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2016.02.009>
- Xia Y, Lu M, Chen G, Cao J, Gao F, Wang M, Liu Z, Zhang D, Zhu H, Yi M (2018) Effects of dietary *Lactobacillus rhamnosus* JCM1136 and *Lactococcus lactis* subsp. *lactis* JCM5805 on the growth, intestinal microbiota, morphology, immune response and disease resistance of juvenile Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Fish & Shellfish Immunology Academic Press* 76:368–379. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2018.03.020>
- Xie B et al (2013) Organic aquaculture in China : a review from a global perspective. *Aquaculture. Elsevier B.V.*, 414–415, pp. 243–253. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.08.019>
- Xiong J-Q, Kurade MB, Jeon B-H (2018) Can microalgae remove pharmaceutical contaminants from water? *Trends Biotechnol Elsevier Current Trends* 36(1):30–44. <https://doi.org/10.1016/J.TIBTECH.2017.09.003>
- Yi C-C, Liu CH, Chuang KP, Chang YT, Hu SY (2019) A potential probiotic *Chromobacterium aquaticum* with bacteriocin-like activity enhances the expression of indicator genes associated with nutrient metabolism, growth performance and innate immunity against pathogen infections in zebrafish (*Danio rerio*). *Fish & Shellfish Immunology Academic Press* 93:124–134. <https://doi.org/10.1016/J.FSI.2019.07.042>
- Ying C, Chang MJ, Hu CH, Chang YT, Chao WL, Yeh SL, Chang SJ, Hsu JT (2018) The effects of marine farm-scale sequentially integrated multi-trophic aquaculture systems on microbial community composition, prevalence of sulfonamide-resistant bacteria and sulfonamide resistance gene *sul1*. *Sci Total Environ Elsevier* 643:681–691. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.204>
- Yogev U, Gross A (2019) Reducing environmental impact of recirculating aquaculture systems by introducing a novel microaerophilic assimilation reactor: modeling and proof of concept. *J Clean Prod Elsevier* 226:1042–1050. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2019.04.003>
- Yu LQJ, Mu Y, Zhao Z, Lam VWY, Sumaila UR (2017) 'Economic challenges to the generalization of integrated multi-trophic aquaculture: an empirical comparative study on kelp monoculture and kelp-mollusk polyculture in Weihai, China. *Aquaculture Elsevier* 471: 130–139. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2017.01.015>
- Zhang S-Y, Li G, Wu HB, Liu XG, Yao YH, Tao L, Liu H (2011) An integrated recirculating aquaculture system (RAS) for land-based fish farming: the effects on water quality and fish production. *Aquac Eng Elsevier* 45(3):93–102. <https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2011.08.001>
- Zhu S et al (2015) Bioresource technology biological denitrification using poly (butylene succinate) as carbon source and biofilm carrier for recirculating aquaculture system effluent treatment. *Bioresour Technol Elsevier Ltd* 192:603–610. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.021>
- Zhulay I, Reiss K, Reiss H (2015) Effects of aquaculture fallowing on the recovery of macrofauna communities. *Mar Pollut Bull Elsevier Ltd* 97(1–2):381–390. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.064>

Résumé

Les interactions aquaculture et environnementales sont exposées dans cette thèse. Dans ce contexte, le travail s'est focalisé sur l'étude des trois compartiments de l'écosystème à savoir le sédiment, le biote et l'eau de mer.

Les sédiments agissent comme un réservoir et fournissent l'historique de la pollution, de ce fait une étude est menée dans ce sens. La contamination par les éléments métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb and Fe) des sédiments superficiels de la ferme aquacole d'Azeffoun au Nord centre de pays a été évaluée en s'appuyant sur une approche multivariée. Par ailleurs, une deuxième étude est menée pour l'évaluation de la contamination par les éléments traces de la partie comestible des daurades (*Sparus aurata*) sauvages et d'élevages ainsi que les risques sur la santé humaine associés à la consommation de cette espèce très appréciée par la population locale. Par ailleurs, des phénomènes d'efflorescence impliquant le genre *Ostreopsis* ont été observés au sein d'une ferme aquacole au Nord-Ouest de l'Algérie, et les paramètres environnementaux responsables de cette prolifération ont été identifiés.

Nos résultats ont indiqué que l'industrie maricole Algérienne en cages flottantes contribue peu à la pollution par les éléments métalliques dans le milieu aquatique local. En outre, la consommation de *S.aurata* peut être considérée comme inoffensive pour la santé publique mais le risque de cancer pour l'arsenic via la consommation des daurades d'élevage en cage flottante doit être pris en considération. De plus, les effluents de la mariculture pourraient favoriser la prolifération d'*Ostreopsis* sp. Donc, pour une mariculture durable, il est inévitable se d'orienté vers des pratiques plus respectueuses de l'environnement en fonction du contexte local et de la demande du marché.

Mot clés :

Mariculture ; Environnement ; Éléments traces métalliques ; *Sparus aurata* ; Sédiment ; *Ostreopsis* sp ; IMTA ; Risque sanitaire ; Algérie ; Méditerranée.

Abstract

The aquaculture and environmental interactions are exposed. In this context, the work focused on the study of the three compartments of the ecosystem, that is: sediment, biota and seawater.

The sediments act as a reservoir and provide the pollution history. Therefore, a study is conducted in this way. The contamination by trace elements (Cu, Zn, Cd, Pb and Fe) in the surface sediments of Azeffoun fish farm in the North-Central of Algeria was evaluated using a multivariate approach. In addition, a second study is being conducted to assess the trace element contamination of the edible part of wild and farmed sea bream (*Sparus aurata*) as well as the human health risks through the consumption of this species. In addition, efflorescence phenomena involving the genus *Ostreopsis* were observed in an aquaculture farm in north-west Algeria, and the environmental parameters responsible for this proliferation were identified.

Our results indicated that the Algerian mariculture industry in floating cages is a minor contributor to heavy metal pollution in the local aquatic environment. The consumption of *S. aurata* may be considered safe for public health but the cancer risk for arsenic via the consumption of sea bream farmed in floating cages should be considered. Mariculture effluents could enhance the proliferation of *Ostreopsis* sp. Therefore, it is inevitable that mariculture farming mitigate to more environmentally friendly practices depends on the local context and market demand.

Keywords:

Mariculture; Environment; Trace elements; *Sparus aurata*; Sediment; *Ostreopsis* sp; IMTA; Human health risk; Algeria; Mediterranean sea.

ملخص

تتناول هذه الأطروحة تربية الأحياء المائية والتفاعلات البيئية. في هذا السياق، ركز العمل على دراسة الأجزاء الثلاثة للنظام البيئي، وهي الرواسب والكائنات الحية ومياه البحر

تعمل الرواسب كخزان وتوفر تاريخ التلوث، لذلك يتم إجراء دراسة في هذا الاتجاه. تم تقييم التلوث بالعناصر المعدنية (النحاس والزنك والكاديوم والرصاص والحديد) للرواسب السطحية لمزرعة أزيغون للاستزراع المائي في وسط شم البلاد باستخدام نهج متعدد المتغيرات

الإضافة إلى ذلك، يتم إجراء دراسة ثانية لتقييم التلوث بالعناصر النزرة للجزء الصالح للأكل من الدنيس البحري البري (*Sparus aurata*) والمستزرع وكذلك المخاطر على صحة الإنسان المرتبطة باستهلاك هذا النوع من السكان المحليين

بالإضافة إلى ذلك، فقد لوحظت ظاهرة الإزهار التي تشمل جنس *Ostreopsis* في مزرعة للأحياء المائية في شمال غرب الجزائر، وتم تحديد العوامل البيئية المسؤولة عن هذا الانتشار

أشارت نتائجنا إلى أن الاستزراع البحري الجزائري في الأقفاس العائمة يساهم بشكل ضئيل في التلوث بالعناصر المعدنية غير ضار بالصحة العامة، ولكن يجب أخذ *S. aurata* في البيئة المائية المحلية. بالإضافة إلى ذلك، يمكن اعتبار استهلاك خطر الإصابة بالسرطان على الزرنوخ من خلال استهلاك الدنيس الذي يتم تربيته في أقفاص عائمة في الاعتبار

بالإضافة إلى ذلك، فإن النفايات السائلة من تربية الأحياء البحرية يمكن أن تعزز تكاثر *Ostreopsis sp*

لذلك، من أجل تربية الأحياء البحرية المستدامة، من الحتمي الانتقال إلى ممارسات أكثر صداقة للبيئة اعتمادًا على السياق المحلي وطلب السوق

كلمات مفاتيح

البحر المتوسط. الجزائر. مخاطر صحية. IMTA. الرواسب؛ تربية الأحياء البحرية؛ بيئة؛ العناصر النزرة المعدنية

Ostreopsis sp. Sparus aurata