



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة محمد البشير الإبراهيمي برج بوعريريج
Université Mohammed El Bachir El Ibrahimy B.B.A
كلية علوم الطبيعة والحياة وعلوم الأرض والكون
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et des Sciences de la Terre et de l'Univers
قسم العلوم البيولوجية
Département des Sciences Biologiques



Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de Master

Domaine des Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Toxicologie

Intitulé :

**La biosurveillance des milieux aquatiques par
l'utilisation des espèces aquatiques.**

Présenté (e) par:

DAMMA Achouak, DEFFAF Houria & KATEB Safa.

Soutenu le ___ / ___ / 2023, Devant le Jury :

	Nom & Prénom	Grade	Affiliation / institution
Président :	M. DIAFAT Abdelouaheb	MCA	Université de Bordj Bou Arreridj
Encadrant :	Mme. BENRADIA Hamida	MCB	Université de Bordj Bou Arreridj
Examineur :	Mme. BOUSSAHEL Soulef	MCA	Université de Bordj Bou Arreridj

Année Universitaire 2022/2023

Remerciements

Nous commençons par remercier Allah le tout puissant de nous avoir donné le courage, la santé, la volonté et l'amour du savoir pour pouvoir réaliser ce modeste travail.

Nous tenons à remercier tout particulièrement :

Mr DIAFAT Abdelouhab Maitre de conférences A à l'Université de Bordj Bou Arerridj, de nous avoir fait l'honneur en acceptant de présider le jury.

Madame BENRADIA Hamida, Maitre de conférences B à l'Université de Bordj Bou Arerridj et encadrant de ce mémoire, pour son encadrement scientifique, son soutien, sa disponibilité et notamment la confiance qu'elle nous a accordée au cours de la réalisation de cette étude.

Madame BOUSSAHEL Soulaf, Maitre de conférences A à l'Université de Bordj Bou Arerridj, de nous avoir fait l'honneur et plaisir en acceptant d'examiner ce travail.

Nous exprimons également nos remerciements aux membres de la faculté des sciences de la nature et de la vie et de science de la terre et l'univers, ainsi qu'à tous les enseignants qui ont contribué à nous donner une formation solide tout au long de nos années d'études.

Enfin, nous disons « M E R C I » à tous ceux qui nous ont apporté de près ou de loin leur aide.

Dédicace

Nous commençons par remercier Allah le tout puissant de nous avoir donné le courage, la santé, la volonté du savoir pour pouvoir réaliser ce modeste travail.

À l'homme de ma vie, mon exemple éternel, mon soutien moral et matériel tout au long de ma vie, ma source de joie, celui qui s'est toujours sacrifié pour ma réussite.

Que Dieu te procure une bonne santé et une longue vie mon très cher papa.

À lumière de mes jours, la source de mes efforts, la flamme de mon cœur, ma vie et mon bonheur, celle qui m'a transmis le courage et l'amour, pour son soutien moral et matériel, à ma très chère maman que j'adore.

À mes frères : Ayoub, Mohammed et Haithem à ma chère sœur Farah.

À mes grands-mères et mon grand-père que dieu leur procure bonne santé et longue vie.

À mon fiancé Shoufrane.

Les mots ne suffisent guère pour exprimer l'attachement et l'amour que je vous porte.

À mes chères cousines Amina et Razane.

À toute la famille Damma.

À mes chères sœurs et mes trinômes : Safa et Houria.

À mes amies : Wafa, Ines, et Rahma, Lilia

À toute la promotion 2023. Et à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin pour que ce projet soit possible.

Achouak

Dédicace

*Tout d'abord, je voudrais remercier Dieu Tout-Puissant de m'avoir
donné la santé, la patience, la volonté et pour sa grâce.*

Je dédie ce projet aux êtres les plus chers à mon cœur.

*Mon cher père qui a toujours été présent dans les moments les plus difficiles,
son soutien et ses encouragements m'ont toujours donné la force de continuer
mes études.*

*Ma chère mère, Qui m'a soutenu durant toute ma vie,
Pour moi, vous êtes un exemple de courage et de sacrifice constant.
Nulle dédicace ne peut témoigner de l'amour, de l'estime et du respect que je
leur porte.*

À mon chère frère Amine et ma sœur Ahlem

À mon chère frère Fatah et sa femme

À ma chère sœur Zohra et son mari

À ma chère Sihem et son mari

À toute ma famille et mes chères amies

Sans oublier, mes trinômes Achouak et Houria.

*Merci à tous ce qui m'ont soutenu et encouragé, en me donnant la force de
continuer*

Safa

Dédicace

Tout d'abord, je tiens à remercier Dieu le tout puissant de m'avoir donné le courage et la patience afin de réaliser ce modeste travail que je dédie :

A mon cher père

Qui a toujours été présent et m'a aidé lors de mon parcours d'étude.

À ma chère mère

Aucune dédicace ne saurait être assez éloquente pour exprimer ce que tu mérites pour tous les sacrifices que tu n'as cessé de me donner depuis ma naissance.

Tu as fait plus qu'une mère puisse faire pour que je suis le bon chemin dans ma vie, Je te dédie ce travail en témoignage de mon profond amour.

Quisse Dieu, le tout puissant, te préserver et t'accorder santé, longue vie et Bonheur.

À mon cher mari

Pour la patience et le soutien dont il a fait preuve pendant toute la durée de ce travail et à qui je voudrais exprimer mes affections et mes gratitude.

À ma fille chahed.

À ma sœur Aida.

À mes frères.

À ma chère : HADJDE Rawia.

À mon binôme : Safa - Achouak.

HOURIA

Sommaire

Remerciements

Dédicace

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

Introduction..... 01

*Synthèse bibliographique***I.La pollution..... 04****I.1.La pollution des milieux aquatiques..... 04****I.2.types de pollution..... 04**

I.2.1.la pollution physique..... 04

I.2.2.la pollution microbiologique..... 05

I.2.3.la pollution chimique..... 05

I.3.les polluants majoritaire de l'écosystème aquatique 05**I.3.1.les pesticides..... 06**

I.3.1.1. Définition..... 06

I.3.1.2.Classification des pesticides..... 06

I.3.1.3.Devenir des pesticides dans le milieu aquatique..... 07

I.3.2.les métaux lourds..... 09

I.3.2.1.Définition..... 09

I.3.2.2.Classification des métaux lourds..... 09

I.3.2.3.Sources des contaminant métallique dans les milieux aquatiques 10

I.3.2.4.Devenir des éléments en traces métalliques dans le milieu aquatique..... 11

II.la biosurveillance..... 13**II.1. Définition..... 13****II.2.les bioindicateur..... 13****II.3.Les biomarqueurs..... 15**

II.3.1.Les Différents Types De Biomarqueurs.....	17
II.3.1.1.Les biomarqueurs de défense.....	17
II.3.1.2.Les biomarqueurs de dommage.....	17
II.3.1.3.les biomarqueurs de susceptibilité/sensibilité.....	18
II.4. Bioconcentration, bioaccumulation et biomagnification.....	19
<i>Synthèse expérimentale</i>	
1.La biosurveillance des milieux aquatiques par l'utilisation des mollusques comme espèces bioindicatrices.....	21
2.La biosurveillance des milieux aquatiques par l'utilisation des crustacés comme espèces bioindicatrices.....	23
III.Conclusion et perspectives	26
IV. Résumés.....	29
IV.1.Résumé.....	29
IV.2.Abstract.....	29
IV.3.ملخص.....	29
V. Références bibliographiques.....	31

Liste des figures

Figure 01 :	Devenir des pesticides dans l'environnement.....	08
Figure 02 :	Exemple du devenir du cadmium dans le milieu aquatique.....	11
Figure 03 :	Les différents niveaux d'organisation pouvant être affectés par les polluants et la rapidité de la réponse. Ce schéma illustre aussi l'intérêt écologique des différents niveaux dans la recherche.....	16
Figure 04 :	Représentation des méthodologies permettant d'évaluer les risques écotoxicologiques.....	16
Figure 05 :	L'évolution du rôle des biomarqueurs en fonction de l'accroissement de la concentration d'un polluant ou de la durée d'exposition.....	19

Liste des tableaux

N°	Titre	Pages
01	Facteurs qui influencent la fiabilité des bioindicateurs.	15

Liste des abréviations

AChE : Acétylcholinestérase
ADN : Acide désoxyribonucléique
AGPI : Acides gras hautement polyinsaturés
AGPI : Acides gras polyinsaturé
CAT : Catalase
CuO : Oxyde de cuivre
CYP1A : Cytochrome P450 1A.
DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane
ERO : Espèces réactives de l'oxygène
ETM : Éléments en traces Métalliques
FAO: Food and Agriculture Organization
GPX : Glutathione peroxidase
GST: Glutathione S-transferase
H₂O₂ : Peroxyde d'hydrogène
HAPs : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
K_{oc} : Coefficient de partage eau-carbone organique
LPO : Lactoperoxydase
MDA : Malondialdéhyde
MTs : Métallothionéine
NPs : Nanoparticules
O₂ : Dioxygène
OP : Organophosphorés
P450 : Cytochromes P450
PH : Potentiel hydrogène
ROS : Reactive oxygen species
SOD : Superoxyde dismutase
TiO₂ : Dioxyde de titane
ZnO : Oxyde de zinc

Introduction

Introduction

La pollution environnementale, résultant de l'industrialisation, des activités agricoles et du développement urbain, a un impact négatif sur le fonctionnement des écosystèmes (**Briggs, 2003 ; Kocatas, 2003**). Ainsi, les écosystèmes aquatiques et terrestres subissent une pression anthropique grandissante. Le développement exponentiel notamment de l'industrialisation et de l'urbanisation engendre chaque année le déversement de milliers de substances de nature variée dans l'environnement. Ces composant finissent bien souvent leur course dans le milieu aquatique considéré comme un réceptacle final d'un bon nombre de polluants d'origine anthropique (**Iris, 2011**).

La contamination des milieux marins par de nombreux produits chimiques rejetés par l'agriculture, les communautés urbaines et les industries constitue l'une des préoccupations environnementales majeures depuis plusieurs décennies (**Peters et al., 2013**). Ces substances peuvent être des composants de synthèse tels que des pesticides et des médicaments, affectant les écosystèmes par leur simple présence ; ou des contaminants comme des métaux qui engendrent des effets délétères sur les organismes à partir d'une concentration seuil provoquant ainsi des perturbations de l'équilibre naturel des milieux aquatiques (**Ado et al., 2000**).

Récemment, la prise de conscience croissante des problèmes de pollution a encouragé l'amélioration des outils de diagnostic de la pollution environnementale en général et de l'environnement marin en particulier vu que l'analyse chimique des polluants présents dans les différents compartiments des écosystèmes aquatiques n'est pas toujours possible du fait de la multiplicité des molécules présentes, et ceci souvent à des concentrations inférieures aux limites de détection analytique (**Zhou et al., 2008 ; Schône & Krause, 2016**). La surveillance biologique peut être utilisée comme méthode alternative pour l'évaluation de la pollution et mettre en œuvre des stratégies à court et à long terme pour la protection des ressources environnementales. Elle dépend généralement de l'utilisation d'organismes vivants comme espèce bioindicatrice, ou de leurs réponses, appelées "biomarqueurs", pour indiquer les changements environnementaux (**Li et al., 2010**).

Aussi, la spécificité d'un biomarqueur pour certaines familles de molécules chimiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques, polychlorobiphényles, métaux traces, produits phytosanitaires...) permet d'une part de révéler la présence de ces polluants, et d'autre part de renseigner sur la biodisponibilité de ces polluants ainsi que sur les effets biologiques précoces sur les organismes (**Abdel-Khalek et al., 2015 ; Aslan et al., 2021 ; Flammarion et al., 2001 ; Forbes et al., 2009**).

Plusieurs travaux et programmes de biosurveillance aquatique sont réalisés au cours de cette dernière décennie en utilisant plusieurs espèces aquatiques comme espèces bioindicatrice telle que les mollusques *Donax trunculus* (Beldi 2007 ; Hamdani *et al.*, 2021) ; *Mytilus galloprovincialis* (Taleb *et al.*, 2007 ; Sedaroui & Sahtout, 2022), les crustacés *Palaemon adspersus* (Morsli & Soltani, 2003 ; Benradia, 2016 ; Berghiche 2018), les algues (Gheib & Leghouchi, 2012 ; Boumaaza *et al.*, 2021).

C'est dans ce contexte que nous avons réalisé une étude bibliographique sur la biosurveillance des milieux aquatiques, par la présentation d'un document qui résume les différents travaux réalisés par plusieurs chercheurs sur les mollusques et les crustacés.

A cet effet, le document se présente comme suit :

En 1ère partie : une analyse bibliographique au cours du quelle sera abordé des notions sur la pollution notamment la pollution aquatique, le monitoring aquatique et ses outils.

La 2ème partie : nous avons effectué une synthèse expérimentale de quelques travaux réalisés précédemment sur la biosurveillance aquatique. Et on clôture par une conclusion.

Chapitre I
La pollution

I. La pollution

Selon **Ramade (2012)** le terme pollution signifie toute modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects. Ces effets altèrent les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers des ressources agricoles, hydrauliques et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède, les possibilités récréatives du milieu ou encore en enlaidissant la nature.

I.1. La pollution des milieux aquatiques

La pollution des milieux aquatiques est l'introduction directe ou indirecte de déchets, de substances ou d'énergie d'origine humaine, qui est susceptible d'entraîner des effets nuisibles pour les ressources vivantes et les écosystèmes marins et des risques pour la santé humaine, un appauvrissement de la biodiversité, des obstacles pour les activités maritimes (la pêche, le tourisme, loisirs et autres utilisations de la mer.), une altération de la qualité des eaux ainsi qu'une réduction de la valeur d'agrément du milieu marin (**David, 2014**).

Cette pollution provient de plusieurs sources d'origine anthropique, les principales sont :

- Urbaines (activités domestiques ; eaux d'égout)
- Agricoles (engrais, pesticides)
- Industrielles (agroalimentaire, chimie-pharmacie, pétrochimie, raffinage...)

I.2. Types de pollution

Selon la nature des polluants, il existe trois types de la pollution : physique, chimique et microbiologique (**Halilou & Laib, 2018**).

I.2.1. La pollution physique

La pollution physique est liée aux facteurs influents sur l'état physique de l'eau tel que :

- La température.
- La présence des particules ou mousse.

- Changement de l'effet réfractaire de l'eau.
- Les rejets d'eau chaude par les installations et les centrales nucléaires.

Ces facteurs diminuent la solubilité de l'oxygène dissous du milieu, ainsi provoquant des perturbations dans le métabolisme phyto-planctonique par inhibition de la photosynthèse (**Halilou & Laib, 2018**).

I.2.2. La pollution microbiologique

Cette pollution est une forme de pollution organique, cause des déséquilibres du milieu naturel et des modifications dans les chaînes alimentaires. Elle provient de plusieurs sources comme les rejets des hôpitaux, l'agriculture ainsi que les rejets d'eau usée, qui sont rejetés directement en mer. L'eau alors se charge des microorganismes pathogènes tels que les bactéries et les virus (**Lounnas, 2009**).

I.2.3. La pollution chimique

Ce type de pollution regroupe l'ensemble des éléments toxiques dus à la présence des composés chimiques organiques ou inorganiques. Leur toxicité peut être directe et affecte directement la croissance, la reproduction et le comportement des êtres vivants.

Parmi les substances toxiques on peut citer :

- ❖ Les métaux traces : mercure, plomb, cadmium, etc.
- ❖ Les organochlorés : DDT, pesticides, etc.
- ❖ Les organométalliques : éthylemercure, phénolmercure, etc (**Boudou, 2004**).

I.3. Les polluants majoritaires de l'écosystème aquatique

La pollution des écosystèmes aquatiques par plusieurs polluants est un problème environnemental important (**Wang et al., 2009**). Ainsi, diverses études ont été réalisées montrant les effets indésirables de ces derniers tel que les hydrocarbures (**Trabelsi et al., 2005**), les métaux (**Beldi et al., 2006 ; Larba et al., 2014**), les composés organophosphorés (OP), et les pesticides (**Canty et al., 2007 ; Zaidi et al., 2014**).

I.3.1. Les pesticides

Les systèmes agricoles sont fondés sur le recours aux pesticides de synthèse qui permettent d'accroître, de stabiliser les rendements et d'assurer une qualité meilleure des productions agricoles. Ces molécules ont permis d'éliminer les mauvaises herbes et lutter contre les insectes nuisibles aux cultures et à la santé humaine de façon rapide et efficace (**Calvet *et al.* 2005**).

Néanmoins, L'utilisation massive des pesticides dans l'environnement a un impact sur la reproduction, la croissance, le développement, le comportement ainsi que le fonctionnement des systèmes immunitaires et endocriniens des organismes non visés, notamment les mollusques, les crustacés, poissons et d'autres espèces maritime (**Zaidi, 2019 ; Benradia, 2016**).

I.3.1.1. Définition

Le terme de pesticide provient du mot anglais « Pest » qui désigne toute espèce végétale ou animale nuisible aux activités humaines. Les pesticides regroupent un nombre important de molécules, aujourd'hui presque toutes de synthèse, destinées à lutter contre de nombreux groupes d'organismes (algicides, fongicides, insecticides, rodenticides...). Ces dénominations sont trompeuses, dans la mesure où ces produits ont en général une action sur l'environnement qui dépasse largement la cible officiellement visée (**Bonan & Prime, 2001**).

I.3.1.2. Classification des pesticides

Les pesticides sont classés en plusieurs grandes familles selon leur composition chimique.

- ❖ **Les organochlorés** : sont des molécules préparées par chloration d'hydrocarbures aromatiques, Il a été largement utilisé comme insecticide, tant pour l'agriculture que pour lutter contre le paludisme.
- ❖ **Les organophosphorés** : sont des esters obtenus en faisant réagir divers alcools avec l'acide ortho-phosphorique ou l'acide Thio-phosphorique, une toxicité aiguë plus élevée, une meilleure sélectivité vis-à-vis des insectes, non bioaccumulable car facilement biodégradables. Ils agissent au niveau des terminaisons nerveuses, de façon irréversible par inhibition de l'acétylcholinestérase.

- ❖ **Les carbamates** : esters de l'acide N-méthyl carbamique sont utilisés comme insecticides, nématicides et herbicides, Extrêmement toxique, il a été utilisé comme gaz de combat pendant la première guerre mondiale.
- ❖ **Les pyréthrinoïdes de synthèse** : sont dérivés d'une molécule (pyréthrine) présente dans la fleur de pyrèthre, dont l'activité insecticide était connue depuis l'époque des Perses.
- ❖ **Les dérivés de l'urée** : sont des molécules à usage herbicide en général.
- ❖ **Les triazines** : sont également des molécules à effet herbicide, possédant un noyau hexagonal insaturé constitué par trois atomes de carbone et trois d'azote.
- ❖ **Les diazines** : sont encore des herbicides, sont des molécules organiques caractérisées par la présence d'un noyau cyclique hexagonal insaturé contenant quatre atomes de carbone et deux d'azote, Leur propriétés sont voisines de celles des triazines, très toxiques pour les plantes aquatiques (**Claude & Soazig, 2003**).

I.3.1.3. Devenir des pesticides dans le milieu aquatique

Trois grands processus de dispersion dans l'environnement (**Figure 1**) sont communément admis : la volatilisation, le ruissellement et le lessivage des sols ou infiltration. Les pesticides peuvent rejoindre le compartiment atmosphérique soit directement lors de l'épandage (application par pulvérisation qui facilite la volatilisation), soit après application sous forme adsorbée (adsorption des pesticides sur les particules puis érosion éolienne du sol) ou bien sous forme dissoute (vaporisation directe ou via l'évaporation de l'eau depuis le sol vers l'atmosphère). La prévalence de l'un ou l'autre de ces mécanismes sera déterminée sélectivement par 1) la structure chimique de la substance active, 2) les caractéristiques du sol et 3) par les conditions météorologiques. Une fois arriver dans l'atmosphère, les polluants peuvent être entraînés par les précipitations et redéposés au sol ou dans les eaux de surface (**Rouvalis et al., 2009**).

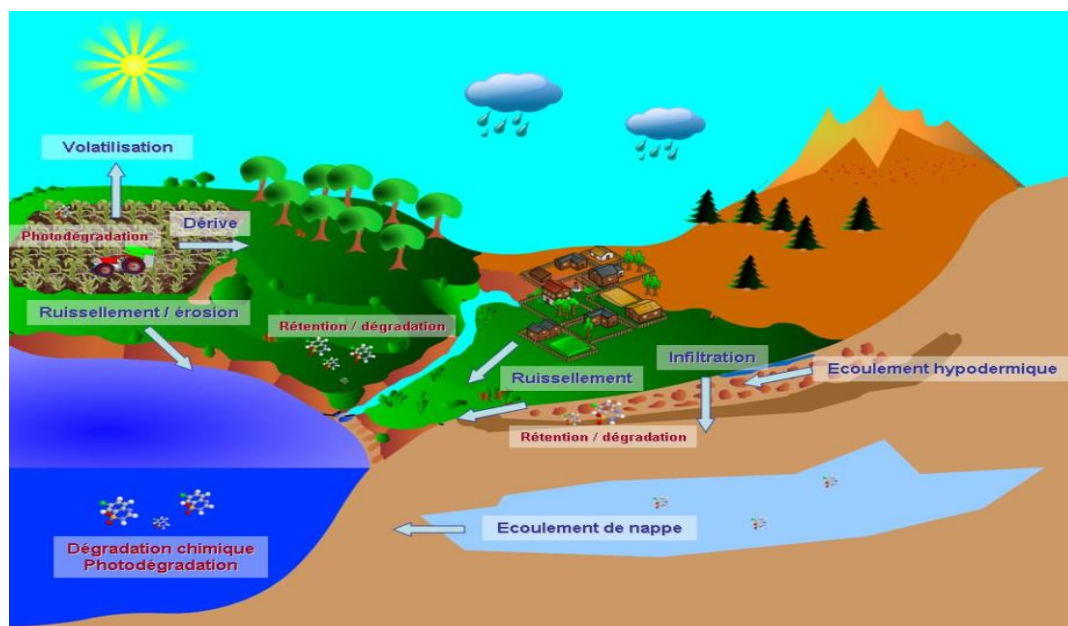


Figure 01. Devenir des pesticides dans l'environnement (Lissalde, 2010).

Le ruissellement, ou écoulement de surface, dépend à la fois de l'intensité des précipitations et de la capacité d'infiltration du sol. Ce phénomène peut participer à hauteur de 90 % à l'exportation totale de pesticides consécutive à un traitement si les précipitations surviennent peu de temps après l'arrivée du produit au sol. En effet, ce laps de temps est décisif du fait qu'il conditionne d'une part le taux de dégradation des molécules et d'autre part leur capacité d'adsorption dans le sol par différents types d'interactions. Cette capacité d'adsorption, reflet de la mobilité des composés dans l'environnement lors d'épisodes pluvieux, est habituellement caractérisée par le coefficient de partage eau-carbone organique (K_{oc}), défini comme le ratio de la constante de partage sol-eau et de la teneur du sol en matière organique. Effectivement, l'adsorption des pesticides s'est révélée être plus dépendante de la teneur en matière organique (composés humiques principalement) que de la nature du substrat (Barriuso *et al.*, 1996).

Plusieurs recherches se sont focalisées sur l'étude des contaminations du milieu aquatique par les pesticides (Kennedy *et al.*, 2012 ; Munaron *et al.*, 2012). la majorité des apports arrivent par les fleuves et sont par conséquent attribuables à des usages continentaux. En effet, dans la plupart des cas, les résidus de pesticides issus d'usages agricoles ou non agricoles terminent leur trajet dans les eaux marines (Pérez-Carrera *et al.*, 2007).

I.3.2. Les métaux lourds

Les métaux lourds sont considérés comme les polluants les plus nocifs de l'environnement aquatique à cause de leur persistance et leur tendance à se bio-accumuler dans les organismes aquatiques (**Harte et al., 1991 ; Schüürmann et Markert, 1998**). Ainsi, tout au long de la chaîne alimentaire, certains se concentrent dans les organismes vivants, pouvant atteindre des taux très élevés dans certaines espèces consommées par l'homme, tel que les poissons, crustacés et mollusques. Le mercure, le cadmium et le plomb sont les métaux les plus étudiés dans la pollution aquatique métallique (**Castro- Gonzalez & Mendez-Armenta, 2008 ; Merad, 2018**).

I.3.2.1. Définition

Un métal est un élément chimique issue le plus souvent d'un minerai doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, utilisés par l'homme depuis l'Antiquité. On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels caractérisés par une masse volumique élevée, supérieur à 5g / cm³. Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles, On dit que les métaux sont présents « en traces ».

I.3.2.2. Classification des métaux lourds

La classification en métaux lourds est souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds », tandis que certains éléments toxiques ne sont pas des métaux mais des métalloïdes. Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation « Éléments en traces Métalliques » (ETM) ou par extension « éléments traces » (**Miquel, 2001**).

On distingue ainsi :

❖ **Des éléments traces essentiels** : Ils sont indispensables au déroulement des processus biologiques mais à de très faibles quantités, deviennent toxiques à fortes concentrations. C'est le cas du fer (Fe), cuivre (Cu), zinc (Zn), cobalt (Co), manganèse (Mn), chrome (Cr), molybdène (Mo), sélénium (Se), nickel (Ni), Vanadium(V), Titane (Ti), Arsenic (As).

❖ **Les éléments traces non essentiels** : Ils n'ont aucun rôle biologique connu (pas nécessaires à la vie), et peuvent être même préjudiciables comme le mercure (Hg), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'antimoine (Sb) (**Chiffolleau *et al.*, 2001**).

I.3.2.3. Sources des contaminants métalliques dans les milieux aquatiques

Les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents ou parce que certaines activités de l'homme favorisent leur dispersion.

▪ Sources naturelles

La plupart des métaux et des métalloïdes se trouvent dispersés dans la nature (le sol, l'eau, l'air) (**Blum, 1990**), proviennent de sources naturelles telles que les volcans, les océans, et les feux de forêts (**Torjussen *et al.*, 1979**).

▪ Source anthropique

Les principales sources anthropiques génératrices de polluants métalliques sont :

- Les effluents d'extractions minières.
- Les effluents industriels.
- Les effluents domestiques et ruissellement orageux urbain.
- Lessivage des métaux provenant de décharges d'ordures ménagères.
- Apports de métaux provenant de zones rurales, par exemple les métaux contenus dans les pesticides.
- Activités pétrochimiques (**FAO, 2005**).

I.3.2.4. Devenir des ETM dans le milieu aquatique

Une fois dans le milieu marin, les métaux se répartissent entre les différents compartiments

(eau, matières en suspension, sédiments et biote) sous différentes formes physico-chimiques (figure 2). Dans la phase soluble, les métaux peuvent être présents sous forme d'ions hydratés, de complexes organiques et inorganiques, ou associés à la phase colloïdale (**Batley, 1989**). En revanche, dans la phase particulaire (matières en suspension ou sédiments), les métaux peuvent être adsorbés sur les argiles des sédiments, liés à la matière organique particulaire ou associés aux carbonates (**Geffard et al., 2001**). De ce fait, la majorité des métaux présents dans les eaux finissent par s'accumuler dans les sédiments, où ils se lient à des matières inorganiques et organiques ce qui réduit leur mobilité et leur biodisponibilité. Divers facteurs abiotiques (pH, salinité, température, potentiel d'oxydoréduction, etc.), peuvent influencer la distribution et la dispersion des ETM ce qui favorise ou non leur assimilation par les organismes vivants (**Miquel, 2001**).

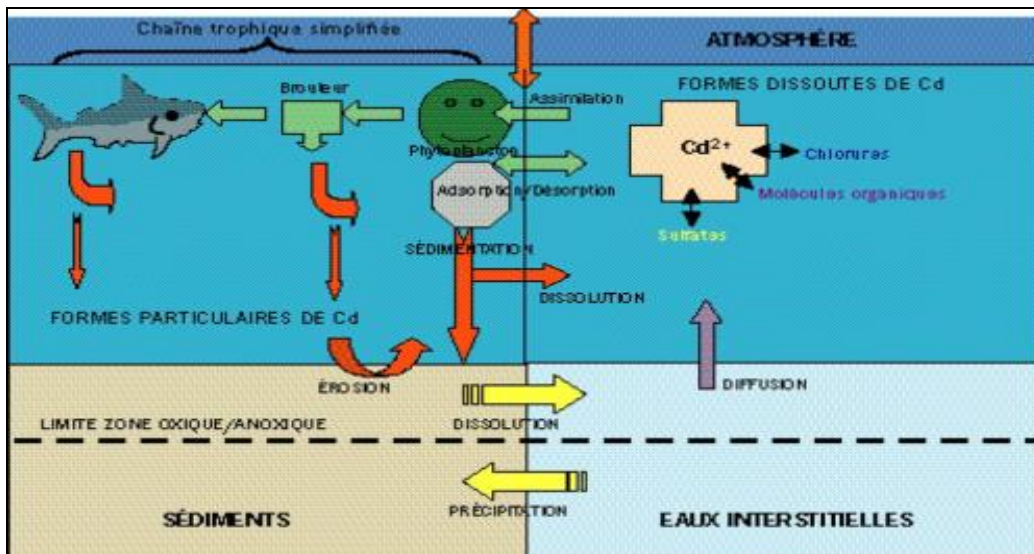


Figure 02. Exemple du devenir du cadmium dans le milieu aquatique (**Damy, 2011**).

Chapitre II

La biosurveillance

II. La biosurveillance

Depuis de nombreuses années, les programmes de surveillance des milieux aquatiques s'articulent autour de deux approches complémentaires. La première est basée sur l'analyse chimique d'un certain nombre de polluants dans les matrices environnementales et permet d'évaluer la contamination du milieu. La seconde intègre l'abondance d'espèces bio-indicatrices. Ces deux approches ne permettent pas de prendre en considération les effets précoces de la contamination sur les organismes. Afin de combler cette lacune, les biomarqueurs apparaissent comme des outils pertinents (**Huggett *et al.*, 1992 ; National Research Council, 1987 ; Timbrell *et al.*, 1994**).

II.1. Définition

La biosurveillance peut être définie comme l'utilisation systématique de réponses biologiques pour évaluer les changements dans l'environnement (**Cairns & Gruber, 1980**). L'utilisation des biomarqueurs et des bioindicateurs dans la biosurveillance des systèmes aquatiques naturels permet de mesurer efficacement le degré d'exposition des organismes aquatiques aux contaminants chimiques (**Sureda *et al.*, 2011**).

II.2. Les bioindicateurs

Un bioindicateur est un organisme ou un ensemble d'organismes qui permet, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, écologiques ou éthologiques, permet, en manière pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence le plus tôt possible leurs changements soit naturels ou provoqués (**Blandin, 1986**).

La mesure de la contamination des organismes représente la première démarche du monitoring de l'environnement et relève du monitoring chimique. La plupart des polluants, qu'ils soient organiques ou minéraux se présentent à des concentrations bien supérieures dans les êtres vivants par suite des phénomènes de bioconcentration et/ou de bioamplification. Ainsi, l'analyse des organismes vivants mesurent la disponibilité réelle des polluants pour la biomasse, ce qui est beaucoup plus significatif que la simple connaissance de la concentration d'un polluant dans le milieu inerte. Cette démarche permet de s'assurer que des polluants ne sont pas rejetés dans l'environnement au-delà de certaines concentrations seuils ou encore que certaines espèces d'intérêt économique ne soient pas contaminées au-delà des concentrations

maximales admissibles pour la santé humaine. Cela s'effectue grâce à l'évaluation des quantités et de la distribution de certains polluants dans des individus d'espèces choisies pour leurs particularités bioécologiques appelés indicateurs biologiques de pollution ou encore dénommés bioindicateurs.

Les degrés d'assimilation et d'accumulation des polluants chez les organismes vivants sont souvent des processus assez complexes qui varient d'une espèce à une autre (**Casas, 2005**) et qui dépendent des formes chimiques de chaque élément (**Bowen, 1966**). Selon **Ramade (2007)** et **Zhou et al. (2008)**, pour constituer un bon « bioindicateur quantitatif », l'espèce animale utilisée doit présenter idéalement les caractéristiques requises suivantes :

✓ Être capable d'accumuler les polluants à des niveaux élevés, sans effet létal, aux concentrations rencontrées dans le milieu.

✓ Avoir une mobilité réduite (sédentaire) afin d'être représentatif d'une contamination localisée dans son milieu.

✓ Être abondant et présenter une grande distribution pour un échantillonnage répétitif et pour favoriser les comparaisons entre zones distinctes.

✓ Avoir une durée de vie assez longue pour permettre un échantillonnage sur plusieurs classes d'âge si nécessaire et de disposer de preuves expérimentales sur les effets à long terme.

✓ Avoir une taille suffisante afin de donner une quantité de tissus adéquate pour analyse.

✓ Être facilement échantillonné et maintenu au laboratoire.

✓ Occuper une position importante dans la chaîne trophique.

La fiabilité d'un bioindicateur dans l'estimation de la concentration des polluants dépend de nombreux facteurs qui peuvent être regroupés en deux catégories : la première correspond aux facteurs propres aux caractéristiques de l'espèce bioindicatrice donc intrinsèques, la seconde aux facteurs extrinsèques, c'est-à-dire abiotiques environnementaux (Tableau I). Il est important aussi de tenir compte des éventuelles interactions physiotoxicologiques entre polluants lorsque l'on étudie des espèces bioindicatrices (**Ramade, 2007**).

Tableau I. Facteurs qui influencent la fiabilité des bioindicateurs (Ramade, 2007).

Facteurs extrinsèques	Facteurs intrinsèques
-la température	-l'état écophysiologique des individus
-les précipitations	-la dynamique des populations étudiées
-le pH	-les taux d'accumulation et de
-la salinité	dégradation/excrétion
	-le niveau trophique des organismes

II.3. Les biomarqueurs

L'utilisation de l'approche des biomarqueurs en biosurveillance, comme premiers signaux d'alerte sur les dommages causés à l'écosystème est basée sur l'identification et la quantification des changements moléculaires, biochimiques, physiologiques, génétiques et cellulaires, ou à l'échelle d'organismes entiers (Kammenga *et al.*, 2000 ; Dallinger *et al.*, 2004) (figure 03). Ces changements ont été observés en fonction de l'exposition de l'organisme, en raison de la biodisponibilité et de la bioaccumulation des substances dans l'organisme et/ou de l'effet de l'exposition à des substances toxiques uniques ou multiples (Dallinger *et al.*, 2004 ; Adedeji *et al.*, 2012).

Il est désormais possible de mesurer les modifications des réponses biologiques induites par l'exposition des organismes à des xénobiotiques et identifier les mécanismes moléculaires de leur action toxique, c'est le concept des biomarqueurs. La figure 4 met en évidence la place des biomarqueurs dans les différents domaines d'investigation de l'écotoxicologie et l'importance des méthodes basées sur des observations qualitatives et/ou quantitatives (surveillance biologique) pour pallier les insuffisances des méthodes chimiques. Ces derniers représentent des processus physio toxicologiques qui caractérisent la réaction d'un organisme face à son exposition à un polluant (Zaidi, 2022).

Parmi les définitions concernant les biomarqueurs qui ont été énoncées au cours de ces dernières années, nous retiendrons la suivante : « Un biomarqueur est un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental révélant l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant » (Amiard et Amiard-Triquet, 2008).

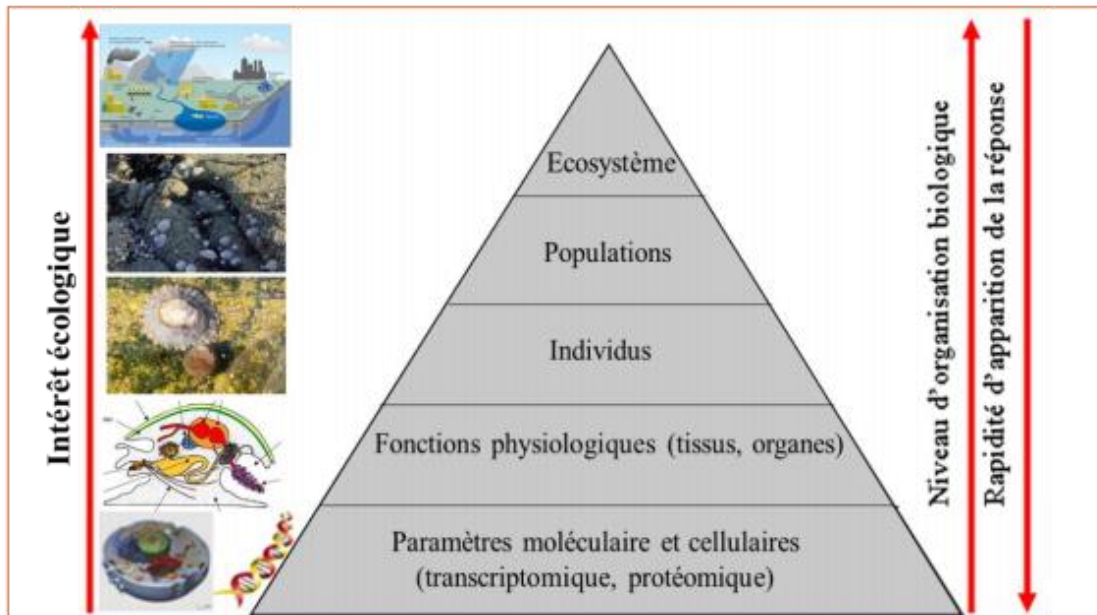


Figure 03. Les différents niveaux d'organisation pouvant être affectés par les polluants et la rapidité de la réponse. Ce schéma illustre aussi l'intérêt écologique des différents niveaux dans la recherche. (Al Kaddissi, 2012).

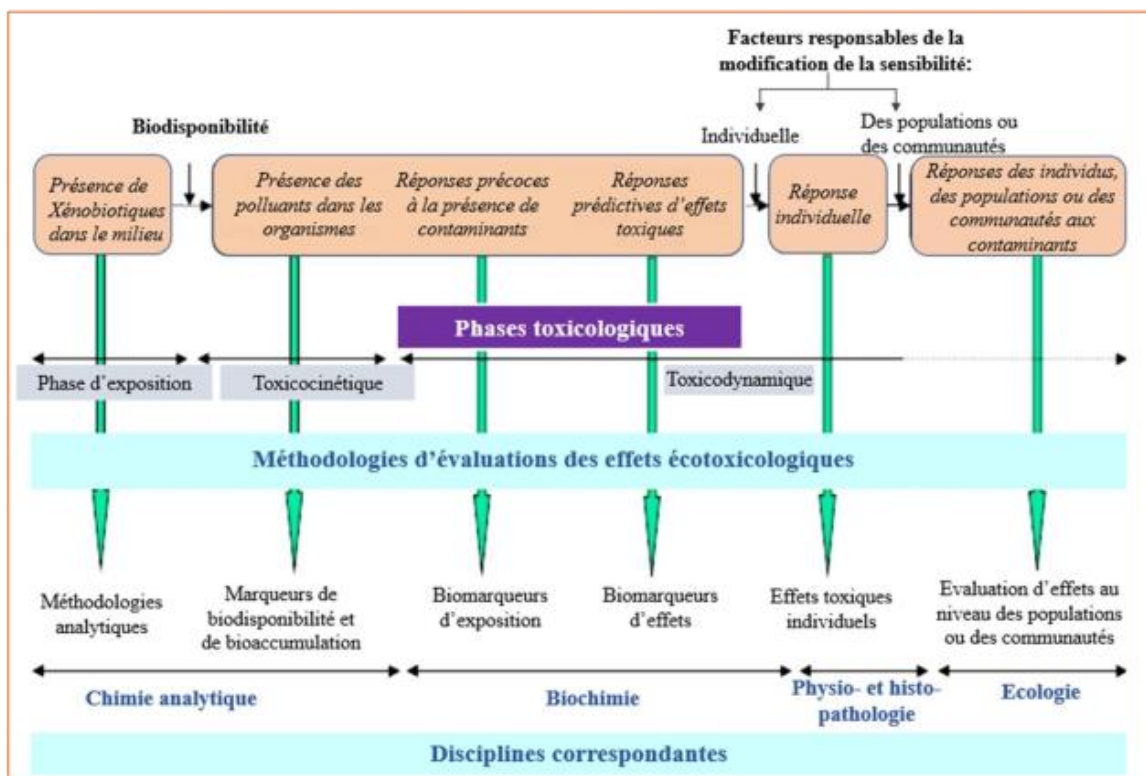


Figure 04. Représentation des méthodologies permettant d'évaluer les risques écotoxicologiques (modifiée d'après Lagadic *et al.*, 1997).

II.3.1. Les différents types de biomarqueurs

Les biomarqueurs ont été classifiés en trois catégories : 1/ Les biomarqueurs d'exposition ou d'adaptation, 2/ ceux d'effet ou de dommage et 3/ ceux de susceptibilité/sensibilité ou de génotoxicité (**Ramade, 2007 ; Al Kaddissi, 2012**).

II. 3.1.1. Les biomarqueurs de défense ou d'adaptation

Les biomarqueurs de défense signalent l'exposition des systèmes biologiques à un (des) polluant(s) et donc témoignent de la biodisponibilité de ces derniers pour les organismes. Ils correspondent à la phase I de l'action d'un contaminant xénobiotique (biomarqueurs de 1 à 3 dans la figure 5). Ils s'expriment pour contrecarrer la présence des polluants et leurs effets. Par exemple, ils correspondent aux divers antioxydants (catalase, GPx, SOD), de biotransformation (P450, GST).

- *La glutathion S-transférase (GST)* : Les GST sont des enzymes de phase II qui remplissent plusieurs fonctions dans la biotransformation et la détoxification des xénobiotiques toxiques. Elles jouent un rôle important dans la conjugaison des composants électrophiles au glutathion, et dans la protection contre les effets oxydatifs et les maladies infectieuses. Chez les espèces aquatiques, l'activité de la GST est principalement altérée par l'existence de polluants environnementaux tels que les pesticides, les métaux et les nanoparticules, en raison de l'augmentation de la concentration de ROS, ce qui peut entraîner conduire à des dommages oxydatifs (**Radwan et al., 1992**).

- *La catalase (CAT)* : joue un rôle clé dans le mécanisme antioxydant en convertissant le H₂O₂ en oxygène gazeux (O₂) moins toxique et en eau. (**Regoli et al., 2011**).

- *La superoxyde dismutase (SOD)* : est une première enzyme antioxydante qui a tendance à éliminer les radicaux oxydants en induisant la disproportion des radicaux superoxydes (O₂) en peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) et en O₂ pour assurer la protection des cellules (**Wu et al., 2011**).

II.3.1.2. Les biomarqueurs de dommage ou d'effet

Les biomarqueurs d'effet traduisent les altérations physiopathologiques (l'acétylcholinestérase, peroxydation lipidique) suite à l'exposition à un polluant. Ils correspondent à la phase II de l'action d'un contaminant xénobiotique (les biomarqueurs 4 et 5 dans la figure 5). On peut citer par exemple l'expression anormale des métalloprotéines et l'inhibition des estérases.

▪ *Peroxydation lipidique* : est un processus de dégradation oxydative dans lequel les acides gras polyinsaturés de la membrane cellulaire sont susceptibles d'être altérés par des réactions en chaîne et produisent des hydroperoxydes lipidiques qui rompent les doubles liaisons des acides gras insaturés et provoquent ainsi un dysfonctionnement des lipides membranaires (**Isamah et al., 2003**). LES ROS sont à l'origine de la peroxydation des lipides, qui est une conséquence du stress oxydatif (**Halliwell et Gutteridge, 2007**). Le malondialdéhyde (MDA) est un produit final de la LPO et est largement utilisé comme biomarqueur du stress oxydatif.

▪ *Métallothionéine (MTs)* : Les MT sont une classe de protéines non enzymatiques riches en cystéine, de faible poids moléculaire, stables à la chaleur et dépourvues d'acides aminés aromatiques. Elles peuvent lier les métaux lourds par l'intermédiaire du groupe thiol des résidus cystéine (**Nordberg & Nordberg, 2009**). Les MT ou l'induction de protéines similaires à la métallothionéine (MTLP) sont couramment utilisées comme biomarqueurs potentiels pour détecter l'exposition aux métaux essentiels et non essentiels chez les vertébrés et les invertébrés (**Palacios et al., 2011**).

▪ *L'acétylcholinestérase* : est une enzyme impliquée dans les mécanismes de transmission de l'influx nerveux. Elle catalyse l'hydrolyse de l'acétylcholine en choline et acide acétique (**Matozzo et al., 2005**). L'inhibition de l'AChE par de nombreux neurotoxiques entraîne l'accumulation de l'acétylcholine dans l'espace synaptique, ce qui maintient une transmission permanente de l'influx nerveux, conduit généralement à la tétanie musculaire et à la mort de l'organisme (**Matozzo et al., 2005**). L'AChE constitue la cible de certains insecticides comme les organophosphorés ou les carbamates (**Kamel et al., 2012**), les herbicides et d'autres molécules neurotoxiques incluant les métaux lourds (**Tim-Tim et al., 2009**).

II.3.1.3. Les biomarqueurs de susceptibilité/sensibilité ou de génotoxicité

Les biomarqueurs de sensibilité illustrent l'atteinte à l'intégrité du support génétique (ADN, chromatine). Cela peut inclure les études des modifications épigénétiques, formation de micro-noyaux et de fragmentation de l'ADN.

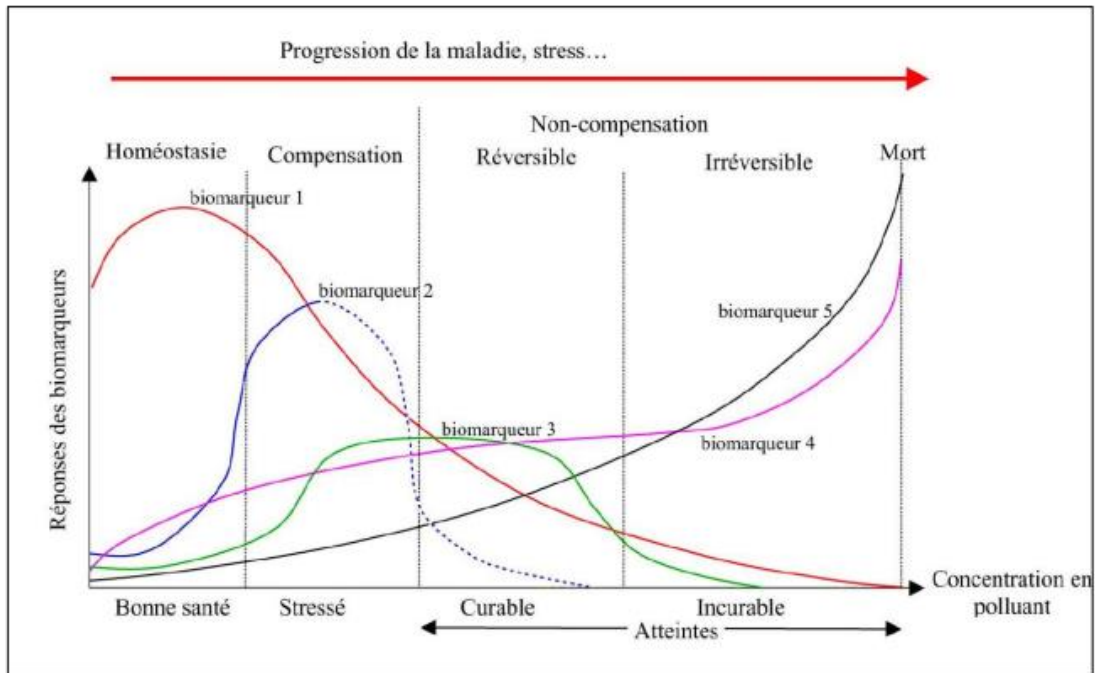


Figure 05. L'évolution du rôle des biomarqueurs en fonction de l'accroissement de la concentration d'un polluant ou de la durée d'exposition (Icarus & Moore, 2004).

II.4. Bioconcentration, bioaccumulation et biomagnification

La bioconcentration est l'accumulation par un organisme d'un contaminant à partir de l'eau uniquement par les voies cutanées et d'inhalation.

La bioaccumulation est l'accumulation d'une substance à partir de l'eau et de la nourriture. L'apport de contaminant par voie alimentaire implique donc qu'il y ait eu bioconcentration aux niveaux trophiques inférieurs.

La biomagnification (bioamplification) traduit l'augmentation de la contamination d'un niveau trophique à l'autre (Bordbar, 2015).

*Synthèse
expérimentale*

Différentes espèces, telles que les mollusques, crustacés, les macroalgues, les herbes marines, les poissons, peuvent être et ont été utilisées comme bioindicateurs pour la biosurveillance aquatique (**Beg et al., 2018 ; Bonanno & Orlando-Bonaca, 2018 ; Santos Fraga et al., 2018 ; Orani et al., 2022 ; Barrick et al., 2022**). Ils ont été choisis en fonction de leur présence dans l'environnement étudié et de leur capacité à accumuler des contaminants biodisponibles, en particulier ceux présents en trop faible concentration pour être détectés directement dans l'eau de mer.

1. La biosurveillance des milieux aquatiques par l'utilisation des mollusques comme espèces bioindicatrices

Les mollusques sont considérés comme de bon modèle bioindicateur de la pollution côtière (**Fasulo et al., 2012 ; Lacroix et al., 2015**). Ils sont utilisés comme bioindicateurs depuis le milieu des années 1970 dans le cadre du célèbre "Mussel Watch program" aux États-Unis pour étudier les niveaux et les teneurs des polluants dans l'eau et leurs effets sur les organismes (**Goldberg et al., 1978 ; Cossa, 1989 ; Gobert et al., 1992 ; Livingstone, 1993 ; Andral et al., 2004 ; Rodrigo et al., 2013 ; Sparks et al., 2014**).

La moule *Mytilus galloprovincialis* présente de nombreux avantages. Largement distribuée géographiquement et abondante, tolérante aux variations de son environnement, filtreuse sédentaire, cette espèce est également facile à identifier, à échantillonner et à manipuler, et elle bioaccumule et tolère par exemple les métaux lourds avec un facteur de concentration allant de 1000 à 100000 selon les conditions environnementales (**Andral et al., 2004 ; Besada et al., 2011 ; Lacroix et al., 2015 ; Bonanno & Orlando-Bonaca, 2018**). En résumé, cette espèce concentre toutes les qualités nécessaires à un bon bioindicateur.

Notamment, cette espèce est utilisée comme modèle pour étudier la toxicité de plusieurs contaminants. Ce sont des bivalves benthiques qui habitent dans les environnements côtiers et qui se sont révélés comme espèces sensibles indicatrices de la pollution de ces milieux (**Babaranti et al., 2019**). Ainsi, les branchies et la glande digestive des moules sont couramment utilisées pour estimer l'impact des xénobiotiques sur la santé des moules et sur l'environnement (**Manduzio et al., 2004 ; Canesi et al., 2007**). Ces deux organes sont d'un intérêt particulier car ils sont impliqués dans la plupart des processus de biotransformation (**Manduzio et al., 2004**). D'autre part, les réponses des biomarqueurs chez les bivalves représentent un outil de prédiction des effets toxicologiques des contaminants chimiques. Plusieurs études ont montré que les produits chimiques sont responsables d'un déséquilibre oxydatif et des altérations enzymatiques (**Mlouka et al., 2019 ; Stara et al., 2020**).

D'après les résultats obtenus dans les travaux de recherche de **Bouzidi (2022)** sur le mollusque *Mytilus galloprovincialis* L'activité du superoxyde dismutase (SOD) dans la glande digestive et les branchies mesurées après une exposition de 14 jours à des différentes concentrations de nanoparticules

métalliques de ZnO, de CuO, et de TiO₂ augmente d'une manière significative ; des résultats similaires ont été obtenus dans les travaux de **Canesi et al. (2010)** chez la même espèce. Les auteurs ont suggéré qu'en raison des mécanismes physiologiques impliqués dans le processus d'alimentation, les NPs métalliques absorbées par les branchies sont dirigé vers la glande digestive, où l'absorption intracellulaire des NPs induit un stress oxydatif.

Des études ont montré également que la capacité de filtrations de *Mytilus galloprovincialis*, peut être affectée en présence d'une contamination relativement élevée par les nanoparticules (**Trevisan et al., 2014 ; Bouzidi, 2022**).

D'autre part, l'utilisation de spécimens sauvages de *M. galloprovincialis* collectés de la lagune de Bizerte, afin d'évaluer la réponse du système de défense antioxydant enzymatique afin d'évaluer le statut antioxydant des moules potentiellement exposées à des pesticides, et d'évaluer leur utilisation en tant que biomarqueurs. Ses travaux ont révélé une augmentation des activités des enzymes du stress oxydatif notamment la SOD et la catalase, et des taux de malondialdéhyde (MDA) (**Bouzidi et al., 2021 ; Santos et al., 2019**).

En Italie, les gasteropodes *Monodonta turbinata*, et *Patella caerulea* sont utilisés comme bioindicateurs quantitatifs de contamination métallique (**Campanella et al., 2001 ; Cubadda et al., 2001 ; Storelli & Marcotrigiano, 2005**), quant au bivalve *Mytilus galloprovincialis* est utilisé comme bioindicateur d'effets d'altération causés par les ETM (« sentinelles ») (**Lionetto et al., 2003 ; Frenzilli et al., 2004**). Aussi, **Barchiesi et al. (2020)** ont utilisé une large gamme d'espèces de mollusques (vint-cinq espèces entre bivalves et gastéropodes) comme bioindicateur d'accumulation des ETM le long des côtes italiennes.

En Algérie, les bioindicateurs d'effet de la pollution chimique sont *Perna perna*, *Donax trunculus* et les espèces de patelles *Patella caerulea* et *Patella rustica* (**Soltani et al., 2012**).

Donax trunculus L. (Mollusca, Bivalvia), une espèce comestible, a également été utilisée avec succès comme bioindicateur pour surveiller la pollution environnementale dans le golfe d'annaba. (**Amira et al., 2011 ; Bensouda-Talbi et Soltani-Mazouni, 2014 ; Rabai et al., 2018**). En effet, des études antérieures montrent une perturbation sur les principaux composants biochimiques des gonades chez *D. trunculus*, notamment pour les lipides (**Hamdani et Soltani-Mazouni, 2011 ; Hamdani et al., 2014**). Récemment, **Merad et al. (2017)** ont rapporté des altérations dans les principaux acides gras essentiels oméga-3 chez *D. trunculus* après une exposition sublétales au cadmium. La mesure dans laquelle une espèce peut produire des acides gras hautement polyinsaturés (AGPI), qui sont très importants pour la santé des bivalves et de l'homme, dépend de leur complément d'enzymes acyl-désaturase et élongase (**Hastings et al., 2001 ; Liu et al., 2013**). D'autres études ont montré des modifications biochimiques, et enzymatiques chez le mollusque *Donax trunculus* sur des échantillons récoltés au niveau des sites pollués et transplanté dans d'autres sites moins pollués (**Yezli et al., 2022 ; Boukari et al., 2022**).

2. La biosurveillance des milieux aquatiques par l'utilisation des crustacés comme espèces bioindicatrices

Dans les programmes de biosurveillance aquatique, on fait le plus souvent appel aux mollusques (bivalves) et aux poissons pour leur capacité à accumuler les xénobiotiques à des niveaux très supérieurs de ceux du milieu. Toutefois, au début des années 2000, un certain nombre d'auteurs ont signalé que l'évaluation de la qualité environnementale sur la base de ces deux taxons n'intégrait pas suffisamment une dimension écologique (**Galloway et al., 2004 ; Mccarty et al., 2002**).

Or, en dépit du fait que les crustacés soient représentés par plus de 67 000 espèces distribuées sur la quasi-totalité du globe (**Ahyong et al. 2011**) et que la majorité d'entre-elles joue un rôle clé dans les écosystèmes aquatiques, très peu d'espèces de crustacés sont utilisées en biomonitoring. A titre d'exemple, depuis les années 1970, les daphnies, telles que *Daphnia pulex* (eau douce), *Daphnia magna* (eau douce) et *Ceriodaphnia dubia* (eau douce) ont été largement utilisées pour des études de toxicité en laboratoire dans un cadre très contrôlé (**Tarazona et al., 2014**). Le choix de ces espèces a été conduit selon des critères liés à la facilité de maintien en laboratoire et une bonne connaissance de leur cycle de vie. A la fin des années 1980, les Gammaridae tels que *Gammarus pulex* (eau douce) et *Gammarus fossarum* (eau douce) ont également vu leur utilisation en écotoxicologie croître (**Chaumot et al., 2015**). Contrairement aux daphnies, qui ont été principalement étudiées dans le cadre d'études de toxicité en laboratoire. Plus récemment, **Rodrigues & Pardal (2014)** indiquent que *Carcinus maenas* a été également largement utilisé comme organisme d'essai expérimental et que ses réponses biologiques sont liées à des concentrations ou à des doses d'exposition à une vaste gamme de polluants aquatiques.

Les crevettes Palaemonidae ont présenté une diminution de la vitesse de nage après une exposition à des effluents municipaux et pharmaceutiques (**Gerhardt et al., 2002**), à des extraits de drainage minier (**Mohti et al., 2012**), et des composés HAPs (anthracène, le pyrène, naphthalène et benzo (a) pyrène) (**Gravato et al., 2014 ; Luís and Guilhermino, 2012**).

Quelques études ont également utilisé des biomarqueurs en lien avec la neurotoxicologie et particulièrement sur le développement et l'utilisation de l'AChE, les capacités de biotransformation via le dosage de la GST et du CYP1A et l'étude du stress oxydant, et les Méthallothionéines chez les palaemonidae (**Warberg et al. 2007 ; Key et al., 2003 ; Aneur et al., 2022**). Récemment, **Benradia et al. (2016)** ont également démontré une induction significative de la GST et une inhibition de l'activité de l'AChE chez les organismes en provenance de deux sites anthropisés, en comparaison à un site de référence. D'autres études ont montré une inhibition de l'AChE et l'augmentation de l'activité de la GST chez l'espèce *Palaemon adspersus* exposée aux pesticides (**Berghiche et al., 2018**).

Une étude comparative a été menée sur les paramètres morphométriques, reproductifs et biochimiques des populations d'*Atyephyra desmaresti* échantillonnées dans le nord-est de l'Algérie : L'embouchure de la rivière Mafragh avec El Battah (site 1) est située dans le golfe d'Annaba, Oubeira (site 2) et Tonga (site 3). Les lacs sont situés dans le parc national d'El Kala. Les analyses biochimiques ont révélé des différences significatives dans l'activité de l'acétylcholinestérase (AChE) ; en outre, une induction significative de l'activité du glutathion S-transférase a été observée et un niveau élevé et significatif de métallothionéines (MT) ont été enregistrés chez *A. desmaresti*. Ces différences sont discutées en fonction des caractéristiques des sites étudiés (**Ameur et al., 2022**).

*Conclusion &
perspectives*

III. Conclusion et perspectives

La totalité des écosystèmes de la planète est désormais affectée d'une façon ou d'une autre, par le développement des sociétés humaines et les rejets agricoles, urbains et industriels qui peuvent mener à de hauts niveaux de pollution dans les écosystèmes aquatiques. En effet, plusieurs polluants sont déversés chaque jour dans ces derniers menant à des effets indésirables de la qualité des milieux aquatiques et à leur niche écologique et ce à cause de leur persistance et leur tendance à se bioaccumuler dans les organismes aquatiques ce qui va représenter par la suite un danger économique et public. A cet effet, un programme de gestion et de surveillance a été établi dans la plupart des pays du monde afin de suivre la qualité des milieux et de parvenir progressivement au bon état chimique et écologique de ces derniers.

A ce propos, nous avons établi une recherche bibliographique afin de connaître mieux le programme de biosurveillance et de suivre l'évolution de la contamination chimique des milieux aquatique par les polluants, notamment les pesticides et les métaux lourds ou appeler encore les éléments traces métalliques. En première partie, nous avons présenté une synthèse bibliographique qui est divisés en deux chapitres le premier chapitre au cours duquel sera abordé des notions sur la pollution en général, et la pollution aquatique en particulier, les polluants majeurs des écosystèmes aquatiques ou' on s'est focalisé sur les pesticides et les métaux lourds issus des activités anthropiques, dans le second chapitre nous avons mis en point une définition de la biosurveillance aquatique <<le monitoring aquatique>> et ses outils : les bioindicateurs, et les biomarqueurs et quelques notions sur les bioteneurs : la bioconcentration, la biomagnification et la bioaccumulation .

La deuxième partie a été consacrée à une synthèse expérimentale de quelques travaux réalisés précédemment dans le cadre de la biosurveillance aquatiques, qui ont utilisées de différents modèles d'espèces bioindicatrice : les mollusques, crustacés, poissons, etc., pour se renseigner sur la qualité des eaux. Chez lesquelles ils ont effectué un dosage de plusieurs biomarqueurs dont les plus citer sont : les activités enzymatiques de l'acétylcholinestérase (AChE), la glutathion S-transférase (GST), la métalloprotéine, la catalase et d'autre types de biomarqueurs biochimiques et morpho métriques, ou encore écologiques dont leurs changements indique la présence de polluants dans le milieu aquatique.

Conclusion & prescriptives

Ainsi, d'après la somme des résultats trouvés dans ses recherches en axe de biosurveillance aquatique confirment la présence de polluants dans les milieux aquatiques présentant des effets toxiques sur les espèces aquatiques, à cet effet, l'objectif de ces programmes est d'améliorer la qualité de l'environnement en général et la protection de la santé humaine en particulier vis-à-vis des substances chimiques intentionnellement produites.

Résumés

IV. Résumés

IV.1. Résumé

L'objectif de ce présent travail est de réaliser une synthèse bibliographique qui a pour but de se renseigner et mettre en point les recherches effectuées dans le programme de la biosurveillance des milieux aquatiques qui a pour objectif la bonne gestion des milieux aquatiques et la préservation des espèces aquatiques afin de préserver la santé publique des citoyens. Les travaux réalisés dans ce programme utilise de différents modèles d'espèces aquatiques : mollusques, crustacés et poissons comme bioindicateurs dont les quelles des biomarqueurs observables ou mesurables indique la présence de polluants dans leurs milieux tel que l'induction de certains enzymes de stress oxydatifs : GST, catalase, ou l'inhibition d'autres dont la AChE, ou l'induction de certaines enzymes spécifiques dont les métalloprotéines dont leurs présences renseignent sur la présence de polluants de type métalliques : Cd, Hg, As, etc.

Mots clés : biosurveillance, milieux aquatiques, bioindicateurs, espèces aquatiques, biomarqueurs.

IV.2. Abstract

The aim of the present work is to produce a bibliographical summary which aims to inform and focus the research carried out in the aquatic environment biomonitoring programme, the objective of which is the proper management of aquatic environments and the preservation of aquatic species in order to protect public health. this programme used different models of aquatic species: molluscs, crustaceans and fish as bioindicators whose which observable or measurable biomarkers indicate the presence of pollutants in their environments such as the induction of certain oxidative stress enzymes: GST, catalase, or the inhibition of others including AChE, or the induction of certain specific enzymes including metalloproteins whose presence provides information on the presence of metal pollutants: Cd, Hg, As, etc.

Key words: biomonitoring, aquatic environments, bioindicators, aquatic species, biomarkers.

IV.3. ملخص

الهدف من هذا العمل هو إجراء بحث ببليوغرافي للحصول على المعلومات التي تم إجراؤها في المراقبة الحيوية للبيئات المائية، والتي تهدف إلى الإدارة الجيدة للبيئات المائية والحفاظ على الأنواع المائية من أجل الحفاظ على الصحة العامة للمواطنين. حيث تم استخدام نماذج مختلفة من الأنواع المائية: الرخويات، القشريات والأسماك كمؤشرات بيولوجية. تشير المؤشرات الحيوية التي يمكن ملاحظتها أو قياسها إلى وجود ملوثات في بيئاتها مثل تحريض بعض انزيمات الاجهاد المؤكسدة: جلوتاثيون أس-ترانسفيراز، الكاتالاز، او تثبيط بعض الانزيمات بما في ذلك الاستيل كولين استيراز، او تحريض بعض الانزيمات المحددة كالبروتينات المعدنية حيث وجودها يعلمنا عن وجود ملوثات من النوع المعدني: الزئبق، الكادميوم،الزرنيخ،الخ.

الكلمات الرئيسية: المراقبة الحيوية، البيئات المائية، المؤشرات البيولوجية، الأنواع المائية، المؤشرات الحيوية.

*Références
bibliographiques*

V. Références bibliographiques



- Adedeji, O. B., & Okocha, R. O. (2012).** Overview of pesticide toxicity in fish. *Advances in Environmental Biology*, 2344-2352.
- Ahyong, S. T., Lowry, J. K., Alonso, M., Bamber, R. N., Boxshall, G. A., Castro, P., ... & Svavarsson, J. (2011).** Subphylum Crustacea Brünnich, 1772. In: Zhang, Z.-Q.(Ed.) *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*. *Zootaxa*, 3148(1), 165-191.
- Al Kaddissi, S., Legeay, A., Elia, A. C., Gonzalez, P., Camilleri, V., Gilbin, R., & Simon, O. (2012).** Effects of uranium on crayfish *Procambarus clarkii* mitochondria and antioxidants responses after chronic exposure: what have we learned?. *Ecotoxicology and environmental safety*, 78, 218-224
- alacios, O., Pagani, A., Perez-Rafael, S., Egg, M., Hockner, M., Brandstätter, A., & Capdevila, M., Atrian, S., Dallinger, R., 2011.** Shaping mechanisms of metal specificity in a family of metazoan metallothioneins: evolutionary differentiation of mollusc metallothioneins. *BMC Biology*. J. Biol. 9, 1e20.
- Ameur, A., Berghiche, H., Barour, C. S. N., & Soltani, N. (2022).** Morphometric reproductive and environmental biomarker analysis of a crustacean species *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) from north east Algeria. *Appl Ecol Environ Res*, 20(6), 4579-4597.
- Amiard-Triquet, C., & Amiard, J. C. (2008).** L'écotoxicologie du comportement. *Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques*, ed. JC Amiard and C. Amiard-Triquet, 211-240.
- Amira, A., Sifi, K., & Soltani, N. (2011).** Measure of environmental stress biomarkers in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *European Journal of Experimental Biology*, (2), 7-16.



- Babaranti, O., Horn, S., Jowett, T., & Frew, R. (2019).** Isotopic signatures in *Mytilus galloprovincialis* and *Ulva latuca* as bioindicators for assessing discharged sewage effluent in coastal waters along Otago Peninsula, New Zealand. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 3(1), 53-64.
- Barrick, A., Champeau, O., Butler, J., Wiles, T., Boundy, M., & Tremblay, L. A. (2022).** Investigating the Ecotoxicity of Select Emerging Organic Contaminants Toward the Marine Copepod *Gladioferens pectinatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(3), 792-799.
- Barriuso, E., Calvet, R., Schiavon, M., & Soulas, G. (1996).** Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Etude et gestion des sols*, 3(4), 279-296.
- Beg, M. U., Al-Subiai, S. N., Al-Jandal, N., Butt, S. A., Beg, K. R., & Al-Husaini, M. (2015).** Seasonal effect on biomarkers of exposure to petroleum hydrocarbons in fish from Kuwait's marine area. *Marine Pollution Bulletin*, 100(2), 673-680.

- Beldi, H. (2007).** Étude de *Gambusia affinis* (Poisson, Téléostéen) et *Donax trunculus* (Mollusque, Pélécy-pode): écologie, physiologie et impacts de quelques altéragènes. Annaba (Algérie): Université Badji Mokhtar d'Annaba.
- Benkaddour, B. (2018).** *Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif (Algérie)* (Doctoral dissertation, Université de Perpignan; Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem (Mostaganem, Algérie)).
- Benradia, H., Berghiche, H., & Soltani, N. (2016).** Measure of environmental stress biomarkers in the shrimp *Palaemon adspersus* from the Mellah lagoon (Algeria): spatial and temporal variations. *Fresenius Environ. Bull*, 25, 2563-2566.
- BERGHICHE, H., BENRADIA, H., & SOLTANI, N.** Evaluation de l'impact d'un inhibiteur de la synthèse de la chitine, le novaluron, sur l'hormone de mue et la composition biochimique des cuticules chez *Palaemon adspersus*.
- Berghiche, H., Benradia, H., & Soltani, N. (2018).** Evaluation of the Potential Side-Effects of Novaluron on the Shrimp *Palaemon adspersus*: Moulting Hormone Profile, Cuticle Secretion and Chitin Contents. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 6(4), 116-124.
- Berghiche, H., Touati, K., Chouahda, S., & Soltani, N. (2018).** Impact of the neonicotinoid insecticide, actara®, on the shrimp *palaemon adspersus*: Biomarkers measurement. In *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions: Proceedings of Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration (EMCEI-1), Tunisia 2017* (pp. 533-534). Springer International Publishing.
- Besada, V., Andrade, J. M., Schultze, F., & González, J. J. (2011).** Monitoring of heavy metals in wild mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Spanish North-Atlantic coast. *Continental Shelf Research*, 31(5), 457-465.
- Bolton-Warberg, M., Coen, L. D., & Weinstein, J. E. (2007).** Acute toxicity and acetylcholinesterase inhibition in grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) and oysters (*Crassostrea virginica*) exposed to the organophosphate dichlorvos: laboratory and field studies. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 52, 207-216.
- Bonanno, G., & Orlando-Bonaca, M. (2018).** Perspectives on using marine species as bioindicators of plastic pollution. *Marine pollution bulletin*, 137, 209-221.
- Bouchemella, H. (2016).** *Etude comparative entre l'effet de quelques adsorbants sur la qualité des milieux aqueux pollués par le plomb* (Doctoral dissertation).
- Bouchon, C., & Lemoine, S. (2003).** Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. *Pointe-à-Pitre: Rapport UAG-DIREN*.
- Boukari, A., & Soltani, N.** The wedge clam *Donax trunculus* Linnaeus, 1758 (Bivalvia Donacidae) as bioindicator for monitoring of the Annaba gulf (Algeria): measurements of lipid and malondialdehyde rates during the reproduction (Spring 2021).
- Boukri, K., & Rezzeli, S. (2019).** *Biosurveillance des ETM dans quelques stations du littoral de la région centre d'Algérie en utilisant un bioindicateur, la moule Mytilus galloprovincialis (Lamarck 1819)* (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).

- Bouzenda, R., & NSMEH, K. (2017).** Assessment of pollution in the Gulf of Annaba (Algeria) by monthly measurements of two biomarkers in a fish species *Liza aurata*. *J Entomol Zool Stud*, 5(1), 366-372.
- Bouzidi, I. (2022).** *Toxicité des pesticides et des hydrocarbures sur les bivalves marins: impact de l'exposition aux nanoparticules métalliques* (Doctoral dissertation, Mulhouse).
- Bouzidi, I., Sellami, B., Mezni, A., Hedfi, A., Almalki, M., Pacioglu, O., ... & Beyrem, H. (2021).** Nanoparticles influence the herbicide diuron mediated toxicity on marine mussel *Mytilus galloprovincialis*: single and mixture exposure study. *Materials Research Express*, 8(8), 085005.



- CAMPANELLA, L., GATTA, T., & RAVERA, O. (2005).** Relationship between anti-oxidant capacity and manganese accumulation in the soft tissues of two freshwater molluscs: *Unio pictorum mancus* (Lamellibranchia, Unionidae) and *Viviparus ater* (Gastropoda, Prosobranchia). *Journal of Limnology*, 64(2), 153.
- Carro, N., García, I., Ignacio, M., & Mouteira, A. (2012).** Organochlorine pesticide levels in *Ensis siliqua* (Linnaeus, 1758) from Ría de Vigo, Galicia (NW Spain): Influence of season, condition index and lipid content. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 88(4), 491-496.
- Casas, S. (2005).** *Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, Mytilus galloprovincialis, en milieu méditerranéen* (Doctoral dissertation, Université de Toulon).
- Chaumot, A., Geffard, O., Armengaud, J., & Maltby, L. (2015).** Gammarids as reference species for freshwater monitoring. In *Aquatic ecotoxicology* (pp. 253-280). Academic Press.
- Cossa, D. (1989).** A review of the use of *Mytilus* spp as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanologica acta*, 12(4), 417-432.
- Cubadda, F., Conti, M. E., & Campanella, L. (2001).** Size-dependent concentrations of trace metals in four Mediterranean gastropods. *Chemosphere*, 45(4-5), 561-569.



- Dallinger, R., Berger, B., Gruber, C., Hunziker, P., Stürzenbaum, S., 2000.** Metallothioneins in terrestrial invertebrates: structural aspects, biological significance and implications for their use as biomarkers. *Cell Mol Biol (Noisy-le-grand)* 46, 331-346.
- Damy, P. C. (2011).** Synthèse des connaissances sur l'origine et la disponibilité du cadmium dans les eaux continentales. *AgroParisTech*. 39p.
- Diop, M. (2016, April).** Évaluation du niveau de contamination chimique et de la qualité des ressources vivantes aquatiques. Littoral.



- Fraga, N. S., Martins, A. S., Faust, D. R., Sakai, H., Bianchini, A., da Silva, C. C., & Aguirre, A. A. (2018).** Cadmium in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*): A global perspective for marine biota. *Science of the Total Environment*, 637, 389-397.
- Frenzilli, G., Scarcelli, V., Del Barga, I., Nigro, M., Förlin, L., Bolognesi, C., & Sturve, J. (2004).** DNA damage in eelpout (*Zoarces viviparus*) from Göteborg harbour. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 552(1-2), 187-195.



- Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., ... & Vöösmary, C. J. (2004).** Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70, 153-226.
- Geffard, A., Amiard-Triquet, C., Amiard, J. C., & Mouneyrac, C. (2001).** Temporal variations of metallothionein and metal concentrations in the digestive gland of oysters (*Crassostrea gigas*) from a clean and a metal-rich site. *Biomarkers*, 6(2), 91-107.
- Gerhardt, A. (2002).** Bioindicator species and their use in biomonitoring. *Environmental monitoring*, 1, 77-123.
- Gobert, S., Daemers-Lambert, C., & Bouquegneau, J. M. (1992).** Physiological stress and heavy metal contamination of mussels *Mytilus edulis* along the Belgian coast. *Bulletin de la Societe Royale des Sciences de Liege (Belgium)*.
- Gravato, C., Almeida, J. R., Silva, C., Oliveira, C., & Soares, A. M. (2014).** Using a multibiomarker approach and behavioural responses to assess the effects of anthracene in *Palaemon serratus*. *Aquatic toxicology*, 149, 94-102



- Halliwell, B., Gutteridge, J.M.C., 2007.** Free Radicals in Biology and Medicine, vol. 4. Clarendon, Oxford
- Hamdani, A., & Soltani-Mazouni, N. (2011).** Changes in Biochemical Composition of the Gonads of *Donax trunculus* L. (Mollusca, Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria) in Relation to Reproductive Events and Pollution. *Jordan Journal of Biological Sciences*, 4(3).
- Hassen, A. (2021).** *Amel Jebara*. (Doctoral dissertation, Université de Monastir).
- Hastings, N., Agaba, M., Tocher, D. R., Leaver, M. J., Dick, J. R., Sargent, J. R., & Teale, A. J. (2001).** A vertebrate fatty acid desaturase with $\Delta 5$ and $\Delta 6$ activities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(25), 14304-14309.



Isamah, G. K., Asagba, S. O., & Ekakitie, A. O. (2003). Lipid peroxidation, activities of superoxide dismutase and catalase during post-harvest deterioration of cassava (*Manihot esculenta* Crantz) root tubers. *International biodeterioration & biodegradation*, 52(3), 129-133



Kamel, N., Attig, H., Dagnino, A., Boussetta, H., & Banni, M. (2012). Increased temperatures affect oxidative stress markers and detoxification response to benzo [a] pyrene exposure in mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 63, 534-543

Kennedy, K., Devlin, M., Bentley, C., Lee-Chue, K., Paxman, C., Carter, S., ... & Mueller, J. F. (2012). The influence of a season of extreme wet weather events on exposure of the World Heritage Area Great Barrier Reef to pesticides. *Marine Pollution Bulletin*, 64(7), 1495-1507.



Lacroix, C., Richard, G., Seguineau, C., Guyomarch, J., Moraga, D., & Auffret, M. (2015). Active and passive biomonitoring suggest metabolic adaptation in blue mussels (*Mytilus* spp.) chronically exposed to a moderate contamination in Brest harbor (France). *Aquatic Toxicology*, 162, 126-137.

Lagadic, I., Lacroix, P. G., & Clément, R. (1997). Layered MPS3 (M= Mn, Cd) thin films as host matrixes for nonlinear optical material processing. *Chemistry of materials*, 9(9), 2004-2012.

Lionetto, M. G., Caricato, R., Giordano, M. E., Pascariello, M. F., Marinosci, L., & Schettino, T. (2003). Integrated use of biomarkers (acetylcholinesterase and antioxidant enzymes activities) in *Mytilus galloprovincialis* and *Mullus barbatus* in an Italian coastal marine area. *Marine Pollution Bulletin*, 46(3), 324-330.

Lissalde, S. (2010). *Application et validation des échantillonneurs passifs du type POCIS pour l'échantillonnage intégré des pesticides dans les eaux du bassin versant charentais* (Doctoral dissertation, Thèse de doctorat de l'Université de Poitiers, chimie environnementale, Université de Poitiers).

Liu, S., Ge, X., Liu, Z., & Li, Y. (2016). Effect of harvest date on *Arundo donax* L.(giant reed) composition, ensilage performance, and enzymatic digestibility. *Bioresource Technology*, 205, 97-103.

Livingne, D. R. (1993). Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in the aquatic environment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 57(3), 195-211.

Luís, L. G., & Guilhermino, L. (2012). Short-term toxic effects of naphthalene and pyrene on the common prawn (*Palaemon serratus*) assessed by a multi-parameter laboratorial approach: mechanisms of toxicity and impairment of individual fitness. *Biomarkers*, 17(3), 275-285.



Manduzio, H., Monsinjon, T., Galap, C., Leboulenger, F., & Rocher, B. (2004). Seasonal variations in antioxidant defences in blue mussels *Mytilus edulis* collected from a polluted area: major contributions in gills of an inducible isoform of Cu/Zn-superoxide dismutase and of glutathione S-transferase. *Aquatic Toxicology*, 70(1), 83-93.

Matozzo, V., Tomei, A., & Marin, M. G. (2005). Acetylcholinesterase as a biomarker of exposure to neurotoxic compounds in the clam *Tapes philippinarum* from the Lagoon of Venice. *Marine pollution bulletin*, 50(12), 1686-1693.

McCarty, T. L. (2002). *A place to be Navajo: Rough Rock and the struggle for self-determination in indigenous schooling*. Routledge.

Mebarki, R., Khebbeb, M. E. H., & Soltani, N. (2015). Biomonitoring of El mellah lagoon (Northeast, Algeria): seasonal variation of biomarkers in *Cerastoderma glaucum* (Mollusc, Bivalvia). *J. Entomol. Zool. Stud. JEZS*, 3, 408-413.

Merad, I., & Soltani, N. (2017). Sublethal effects of cadmium on energy reserves in the edible Mollusk *Donax trunculus*. *J Entomol Zool Stud*, 5(1), 100-105

Mlouka, R., Cachot, J., Sforzini, S., Oliveri, C., Boukadida, K., Clerandeanu, C., ... & Banni, M. (2020). Molecular mechanisms underlying the effects of temperature increase on *Mytilus* sp. and their hybrids at early larval stages. *Science of the Total Environment*, 708, 135200.

Mohit, A., Keshavarzi, B., & Moore, F. (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of Ahvaz metropolis; contamination, composition, distribution, potential sources, and cancer risk. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(4), 935-948

Morsli, M. S., & Soltani, N. (2003). Effets d'un insecticide inhibiteur de la synthèse de la chitine, le diflubenzuron, sur la cuticule de la crevette *Penaeus kerathurus*. *Journal de Recherche Océanographique*, 28(1-2), 85-88.

Munaron, D., Tapie, N., Budzinski, H., Andral, B., & Gonzalez, J. L. (2012). Pharmaceuticals, alkylphenols and pesticides in Mediterranean coastal waters: results from a pilot survey using passive samplers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114, 82-92.



Nakib, L., & Mehennaoui, S. (2010). Mise au point d'une technique d'extraction des éléments traces métalliques dans les produits de la mer et leurs dosages par spectrophotométrie d'absorption atomique Nordberg, M.,

Nordberg, G.F., 2009. Metallothioneins: historical development and overview. *Met. Ions Life Sci.* 5, 1e29.



Orani, A. M., Vassileva, E., & Thomas, O. P. (2022). Marine sponges as coastal bioindicators of rare earth elements bioaccumulation in the French Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*, 304, 119172



Pérez-Carrera, E., León, V. M. L., Parra, A. G., & González-Mazo, E. (2007). Simultaneous determination of pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in seawater and interstitial marine water samples, using stir bar sorptive extraction–thermal desorption–gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1170(1-2), 82-90.



Rabei, A., Hichami, A., Beldi, H., Bellenger, S., Khan, N. A., & Soltani, N. (2018). Fatty acid composition, enzyme activities and metallothioneins in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from polluted and reference sites in the Gulf of Annaba (Algeria): Pattern of recovery during transplantation. *Environmental Pollution*, 237, 900-907.

Radwan, M. A., El-Wakil, H. B., & Osman, K. A. (1992). Toxicity and biochemical impact of certain oxime carbamate pesticides against terrestrial snail, *Theba pisana* (Müller). *Journal of Environmental Science & Health Part B*, 27(6), 759-773.

Ramade, F. (2012). Éléments d'écologie-7e éd. *Écologie appliquée: Dunod*.

Regoli, F., Giuliani, M. E., Benedetti, M., & Arukwe, A. (2011). Molecular and biochemical biomarkers in environmental monitoring: a comparison of biotransformation and antioxidant defense systems in multiple tissues. *Aquatic toxicology*, 105(3-4), 56-66.

Rodrigo, A. P., Costa, P. M., Costa, M. H., & Caeiro, S. (2013). Integration of sediment contamination with multi-biomarker responses in a novel potential bioindicator (*Sepia officinalis*) for risk assessment in impacted estuaries. *Ecotoxicology*, 22, 1538-1554.

Rodrigues, E. T., & Pardal, M. Â. (2014). The crab *Carcinus maenas* as a suitable experimental model in ecotoxicology. *Environment international*, 70, 158-182.

Rouvalis, A., Karadima, C., Zioris, I. V., Sakkas, V. A., Albanis, T., & Iliopoulou-Georgudaki, J. (2009). Determination of pesticides and toxic potency of rainwater samples in western Greece. *Ecotoxicology*

and *Environmental Safety*, 72(3), 828-833.



Sanchez, W., & Porcher, J. M. (2009). Utilisation des biomarqueurs pour la caractérisation de l'état écotoxicologique des masses d'eau, Use of biomarkers for characterisation of water body ecotoxicological status. *Techniques Sciences Méthodes*, (5), 29-38.

Sanchez, W., & Porcher, J. M. (2009). Utilisation des biomarqueurs pour la caractérisation de l'état écotoxicologique des masses d'eau, Use of biomarkers for characterisation of water body ecotoxicological status. *Techniques Sciences Méthodes*, (5), 29-38.

Santos, A. C., Vasconcelos, P., Pereira, F., Piló, D., Carvalho, A. N., & Gaspar, M. B. (2022). Occurrence, infestation rate, and spatiotemporal distribution of the African pea crab (*Afropinnotheres monodi*) inhabiting Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from southern Portugal. *Invertebrate Biology*, 141(2), e12365.

Soltani, N., Saion, E., Hussein, M. Z., Erfani, M., Abedini, A., Bahmanrokh, G., ... & Vaziri, P. (2012). Visible light-induced degradation of methylene blue in the presence of photocatalytic ZnS and CdS nanoparticles. *International journal of molecular sciences*, 13(10), 12242-12258.

Sparks, C., Odendaal, J., & Snyman, R. (2014). An analysis of historical Mussel Watch Programme data from the west coast of the Cape Peninsula, Cape Town. *Marine pollution bulletin*, 87(1-2), 374-380.

Stara, A., Pagano, M., Capillo, G., Fabrello, J., Sandoval, M., Albano, M., ... & Faggio, C. (2020). Acute effects of neonicotinoid insecticides on *Mytilus galloprovincialis*: A case study with the active compound thiacloprid and the commercial formulation calypso 480 SC. *Ecotoxicology and environmental safety*, 203, 110980.

Storelli, M. M., & Marcotrigiano, G. O. (2005). Bioindicator organisms: heavy metal pollution evaluation in the Ionian Sea (Mediterranean Sea—Italy). *Environmental Monitoring and Assessment*, 102, 159-166.

Soltani, N. (2003). Effets d'un insecticide inhibiteur de la synthèse de la chitine, le diflubenzuron, sur la cuticule de la crevette *Penaeus kerathurus*. *Journal de Recherche Océanographique*, 28(1-2), 85-88



Taleb, Z. M., Benghali, S., Kaddour, A., & Boutiba, Z. (2007). Monitoring the biological effects of pollution on the Algerian west coast using mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Oceanologia*, 49(4).

Tim-Tim, A. L., Morgado, F., Moreira, S., Rangel, R., Nogueira, A. J., Soares, A. M., & Guilhermino, L. (2009). Cholinesterase and glutathione S-transferase activities of three mollusc species from the NW Portuguese coast in relation to the 'Prestige' oil spill. *Chemosphere*, 77(11), 1465-1475.

Trevisan, J., Bassan, P., Bhargava, R., Butler, H. J., Dorling, K. M., ... & Martin, F. L. (2014). Using Fourier transform IR spectroscopy to analyze biological materials. *Nature protocols*, 9(8), 1771-1791.



Wu, C., Zhang, W., Mai, K., Xu, W., & Zhong, X. (2011). Effects of dietary zinc on gene expression of antioxidant enzymes and heat shock proteins in hepatopancreas of abalone *Haliotis discus hannai*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 154(1), 1-6.



Yezli, A., Salahi, A., Boukari, A., & Soltani, N. (2022). Metallothioneins as a biomarker of metallic pollution in *Donax trunculus* Linnaeus, 1758 (Mollusca Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria). *J. Biodivers*, 13, 767-774.

Yigit, S., & Altindag, A. (2006). Concentration of heavy metals in the food web of Lake Egirdir, Turkey. *Journal of environmental biology*, 27(3), 475-478.



Zaidi, M., Athmouni, K., Metais, I., Ayadi, H., & Leignel, V. (2022). The Mediterranean limpet *Patella caerulea* (Gastropoda, Mollusca) to assess marine ecotoxicological risk: a case study of Tunisian coasts contaminated by metals. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(19), 28339-28358.

Zhou, L., Tan, Y., Huang, L., Fortin, C., Campbell, P.G.C., 2018. Aluminum effects on marine phytoplankton: implications for a revised Iron Hypothesis (Iron–Aluminum Hypothesis). *Biogeochemistry* 139, 123–137. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0458-6>

Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., Jiang, G., 2008. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Anal Chim Acta* 606, 135–150. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018>

Zaidi, M. (2022). Valorisation des gastéropodes marins en écotoxicologie par l'étude de leur diversité génétique et leurs réponses aux perturbations environnementales (Doctoral dissertation, Le Mans).

