

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 البليدة 1
Université Blida 1



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département de Biologie et Physiologie Cellulaire

Mémoire

*Présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master 2 en :
Ecosystèmes aquatiques*

Thème

**Evaluation de biomarqueurs de stress chez des
poissons d'eau douce (Tilapia) exposés à l'herbicide
oxyfluorène**

Soutenu par :

M^{elle} TALHI Nouha

et

M^{elle} KINA Hamida

Devant le Jury :

Mme. Hamaidi F

Professeur

U.S.D. Blida1

Présidente

M^r Grandi M

MCB

U.S.D. Blida1

Examineur

Mme Belmeskine H

MCA

U.S.D. Blida1

Promotrice

Le 16 /09 /2020

Remerciements

Nous remercions Dieu le tout puissant pour la volonté, la santé et la patience qu'il nous a accordé pour la réalisation de ce travail.

Nous remercions fortement Madame **BELMESKINE HAYET**, maître de conférences A à l'université Blida 1, notre encadreur pour nous avoir proposé ce thème, parrainé, guidé, son encouragement et tellement appris sur le plan scientifique et surtout humaine, transmis ses idées plaines d'ambition, pour ses conseils, son aide et sa réelle, disponibilité, ses qualités humaines.

Nous remercions vivement Madame **HAMAIDI F**, Maître de conférences classe A à l'USDB pour avoir accepté la présidence du jury. Qu'il nous soit permis de lui témoigner notre profond respect pour ses enseignements.

Nous tenons à remercier Monsieur **GRANDI M**, maître de conférences classe B à l'USDB, pour avoir accepté de juger ce travail.

On tient, aussi, à remercier Monsieur **BOURIACH M**, maître-assistant classe A à l'USDB, pour avoir nous aider dans ce travail.

Nous tenons à remercier vivement tous ceux qui, de près ou de loin ont participé et aidés à notre étude.

Dédicaces

A mon très cher père Mohamed

aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour, l'estime, le dévouement et le respect que j' ai toujours pour vous . Rien au monde ne vaut les efforts fournis jour et nuit pour mon éducation et mon bien être. Ce travail et la fruit de tes sacrifices que tu as consentis pour mon éducation et ma formation le long de ces années.

A ma très cher mère AMRANE Zohra

Affable, honorable, aimable : Tu m'as donné la vie, la tendresse, et le courage pour réussir. Tout ce que je peux t'offrir ne pourra exprimer l'amour et la reconnaissance que je porte. En témoignage, je t'offre ce modeste travail pour te remercier pour tes sacrifices et pour l'affection dont tu m'as toujours entouré. Puisse dieu, le très haut, tu accorder santé, bonheur et longue vie et faire en sorte que jamais je ne tu déçoives.

*A ma très chère sœur Rabia et son mari Taib, A la joie de ma vie ma nièce
Chahrazed*

À mes chères frères, nièces et neveux

A toute ma famille KINA et AMRANE

*A tous mes amies spécialement Fatma, Meriem, Yasmine, A mon cher binôme
NOUHA merci d'être toujours avec moi, et toute la famille TALHI.*

A tous ceux qui me connaissent de loin ou de près

KINA. H

Dédicaces

*Je dédie ce travail à mes très chers parents; mon père **Abdelkader** Et ma mère **zouhra** que Dieu me les garde pour leur soutien, leur aide, leur patience et leur amour*

*A mes chers frère **abde elmadjed** et **mouhamed elsedik**,*

*A ma chère sœur **MALAK**,*

*A ma cousine **ASMA***

A mes oncles et mes tantes.

*Ainsi qu'à tous mes collègues, en particulier **RAFIA** et mon cher binôme et mon bras droit **HAMIDA***

Merci beaucoup pour votre aide et vos encouragements

*Tous mes respects et mes appréciations à la famille **KINA***

*A tous mes amies spécialement **WISSEM** et **MADINA***

Sans oublier à tous qui m'aidée pour réaliser ce travail de près ou de loin ; ainsi que tout ma famille talhi et azibi

TALHI. N



Résumé

La présente étude a pour objectif d'évaluer les risques de toxicité provoquée par les pesticides (ex : à base d'oxyfluorène) et leur influence stressant sur les poissons d'eau douce comme (tilapia, Labeorohita). Il s'agit d'une étude comparative de 4 études pour connaître divers effets toxiques de ces pesticides sur l'état sanitaire des poissons d'eaux douce.

La première vise à étudier à long terme l'effet de l'herbicide oxyfluorène sur la Croissance et les activités métaboliques de tilapia rouge (*Oreochromis sp*) exposée à des concentrations de 0,1 ; 0,3 et 0,5 mg/pendant 42 jour.

La deuxième étude examinait l'état de santé des poissons dans deux milieux Batran (plus polluée) et à Songhai (moins polluée) à partir des indices biométriques et des paramètres de croissance.

La troisième étude examinait à court terme, les effets de l'herbicide oxyfluorène sur les activités des enzymes antioxydantes comme la catalase chez le tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposé à des concentrations sublétales (0,3 et 0,6 mg / L à 7, 14) pendant 21jour

La quatrième étude a examiné l'effet de pesticides organophosphorés (malathion) létales (4,5 µg / l) et sublétal (0,45 µg / l) sur les réponses au stress oxydatif du poisson comestible d'eau douce, Labeorohita. Les poissons ont été exposés à des périodes létales (1 à 4 jours) et sublétales (1, 5, 10 et 15 jours). Dans la présente étude, l'activité de la catalase et de la protéase

Les résultats des études montrent que l'exposition des poissons aux pesticides déséquilibre le système antioxydant des poissons d'eau douce qui se traduit par une augmentation de l'enzyme catalase et une perturbation de l'enzyme digestive protéase, une diminution de croissance dans les milieux contaminé ainsi que les Indice gonado-somatique (IGS), Indice hépato-somatique (IHS) et Indice de condition (K) des poissons dans des milieux pollués sont faibles comparativement à ceux des poissons capturés dans des milieux moins pollués.

Mots clé : oxyfluorène, malathion, tilapia, Labeorohita, catalase, protéase, biométrie, métabolisme bioénergétique, Batran, Songhai

ABSTRACT

The objective of this study is to assess the risks of toxicity caused by pesticides (oxyfluorfen-based) and their stressful influence on freshwater fish such as tilapia, Labeorohita. This is a comparative study of 4 studies to learn about various toxic effects of these pesticides on the health status of fresh water fish.

The first aims to study in the long term the effect of the herbicide oxyfluorfen on the growth and metabolic activities of tilapia rouge (*Oreochromis* sp) exposed to concentrations of 0.1; 0.3 and 0.5 mg/for 42 days.

The second study examined the health status of fish in two (more polluted) Batran and Songhai (less polluted) environments using biometric indices and growth parameters.

The third study examined, in the short term, the effects of oxyfluorfen herbicide on the activities of antioxidant enzymes such as catalase in tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to sublethal concentrations (0.3 and 0.6 mg/L to 7, 14) for 21 days

The fourth study examined the effects of lethal (4.5 µg/l) and sublethal (0.45 µg/l) organophosphate pesticides (malathion) on oxidative stress responses of fresh water edible fish, Labeorohita. Fish were exposed to lethal (1-4 days) and sublethal (1, 5, 10 and 15 days) periods. In this study, the activity of catalase and protease

The results of the studies show that exposure of fish to pesticides unbalances the antioxidant system of fresh water fish which results in an increase of the catalase enzyme and a disruption of the protease digestive enzyme, a decrease in growth in contaminated media as well as the Gonado Somatic Index (GSI), Hepatosomatic Index (HSI) and Condition Index (K) fish in polluted environments are low compared to fish caught in less polluted environments.

Keywords: oxyfluorfen, malathion, tilapia, Labeorohita, catalase, protease, biometrics, bioenergetic metabolism, Batran, Songhai

ملخص

الهدف من هذه الدراسة هو تقييم مخاطر السمية التي تسببها المبيدات (مثل: اوكسيفلورفان) وتأثيرها المجهد على أسماك المياه العذبة مثل (البطي، اللبيوروهيتا). وهذه دراسة مقارنة ل 4 دراسات لمعرفة مختلف الاثار السمية لمبيدات الافات. هذه على الحالة الصحية لأسماك المياه العذبة

ويهدف المشروع الأول إلى دراسة أثر مبيد الأعشاب على نمو وأنشطة الأيض في البطي روجا المعرضة لتركيزات قدرها 0.1، 0.3 و 0.5 ملغ / لمدة 42 يومًا

وقد درست الدراسة الثانية الحالة الصحية للأسماك في بيئتين (أكثر تلوثًا) هما باتان وسونغهاي (أقل تلوثًا) باستخدام مؤشرات حيوية ومعلومات نمو

وقد درست الدراسة الثالثة، على المدى القصير، آثار مبيد الأعشاب الأكسجين على أنشطة الإنزيمات المضادة للأكسدة مثل الجُمدة في البلطي المعرضة لتركيزات من الباطن (0.3 و 0.6 ملغ/لتر إلى 7 و 14) لمدة 21 يومًا

وقد درست الدراسة الرابعة آثار مبيدات الافات العضوية المهلكة (4.5 ميكروغرام/لتر) والمبيدات من الباطن (0.45

ميكروغرام/لتر) على استجابات الإجهاد الأكسدة لأسماك الماء العذب، لابيوروهيتا. من الباطن (1 و 5 و 10 و 15 يومًا). في هذه الدراسة، نشاط الجُمدة والتبروتياز

تبين نتائج الدراسات أن تعرض الأسماك للمبيدات لا يوازن بين النظام المضاد للأكسدة لأسماك المياه العذبة مما يؤدي إلى زيادة إنزيم الجمعادة وتعطل الإنزيم الهضمي البروتياز، وانخفاض النمو في وسائط الإعلام الملوثة وكذلك مؤشر غونادو، في البيئات الملوثة، هي انخفاض بالمقارنة (K)، ومؤشر الحالة (HSI)، ومؤشر هيئاتوسوميتيك (GSI) الجسماني بالأسماك التي يتم صيدها في بيئات أقل تلوث

الكلمات الأساسية الأوكسجين الفلورين مالاتيون البطي، اللبيوروهيتا كاتالاز برتياز القياسات الحيوية حيوي

Batran, Songhai', حيوي

Sommaire

Sommaire

Remerciements

Résumés

Liste des figures

Abréviations

Introduction.....01

Chapitre I : *Synthèse bibliographique*

I.1. L'espèce d'étude.....03

I.1.1. Biologie de l'espèce d'étude *Tilapia rouge`Oreochromis sp`*.....03

I.1.1.1. Systématique et morphologie.....03

I.1.1. 2. Biologie et écologie.....04

I.1.2. Répartition géographique et production de *Tilapia*.....06

I.1.2.1. Habitat et répartition.....06

I.1.2.2. Production dans le monde.....06

I.1.2.2. Production en Algérie.....06

I.1.3. Choix de l'espèce en écotoxicologie

I.1.4. Outils d'évaluation en écotoxicologie.....07

I.2. Le stress chez les poissons.....07

I.2.1. Définition.....07

I.2.2. Système de défense antioxydante.....08

I.2.3. Particularités de stress chez les poissons.....10

I.2.4. Facteurs inducteurs de stress	10
I.2.4.1. Origine abiotique.....	10
I.2.4.2. Origine anthropique.....	11
I.2.5. Biomarqueurs de stress.....	12
I.2.5.1. Les différents types de biomarqueurs.....	12
I.2.5.2. Intérêts des biomarqueurs du stress oxydant.....	13
I.3. Les pesticides.....	13
I.3.1. Définition.....	13
I.3.2. Classification des pesticides.....	13
I.3.2.1. Classification chimique.....	13
I.3.2.2. Classification biologique.....	14
I.3.2.3. Classification selon l'usage.....	14
I.3.3. Voies de contamination des écosystèmes.....	15
I.3.5. Le pesticide étudié : MARCANA.....	15
I.3.5.1. L'oxyfluorfène.....	15
I.3.5.2. Devenir de l'oxyfluorfène dans l'environnement.....	16
a- La persistance.....	16
b- La distribution.....	16
I.3.5.3. L'écotoxicologie et la toxicité de l'oxyfluorfène.....	17
I.3.5.4. Les effets de l'oxyfluorfène sur la santé humaine.....	17

Chapitre II : *Matériels Et Méthodes*

II.1. Matériels utilisés	19
---------------------------------------	-----------

II.1.1. Matériel biologique.....	19
II.1.2. Matériel non biologique.....	20
II.2. Méthodes.....	20
II.2. 1. Test de toxicité de longue durée.....	20
II-2-2 Suivi et mesure des paramètres au cours des cycles expérimentaux.....	21
II-2-2-1-Paramètres physicochimiques (Eau d'élevage).....	21
II-2-2-1-1-Suivi de l'excrétion azotée et phosphorée.....	21
II-2-2-1-2- Dosage de l'azote ammoniacal par la méthode au bleu d'indophénole... 	21
II-2-2-1-3- Dosage de l'azote nitreux.....	22
II-2-2-2- Paramètres biométriques.....	22
II-2-2-3- Paramètres bioénergétiques.....	23
II-2-2-4 Les mesures biochimiques	24

Chapitre III: *Résultats et Discussion*

III-1-Evaluation du stress chez des poissons d'eau douce : Tilapia rouge (Oreochromis sp) exposés à des résidus de pesticides à base de l'oxyfluorène.....	28
III-1-1-Résultats des analyses physico-chimiques et bactériologiques de l'aliment et de l'eau d'élevage.....	28

III-1-2- Étude de l'effet de l'oxyfluorène sur les paramètres bioénergétiques.....	28
III-1-2.1. Gain en poids journalier GPJ.....	28
III-1-2-2- Ration maximale Rmx.....	28
III-1-2-3. Ration quotidienne de maintenance Rmt.....	29
III-1-3- Étude de l'effet du polluant sur la biométrie.....	29
III-1-4- Résultats des analyses biochimiques.....	32
III-1-4-1- L'activité catalase.....	32
III-1-4-2- La protéase.....	32
III-2- Indices biométriques et paramètres de croissance du tilapia Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) exposé aux pesticides agricoles dans les retenues d'eau du Nord-Bénin.....	33
III-2-1- Résultats.....	33
III-2-2- Discussion.....	34
III-3- Les effets de l'herbicide oxyfluorène sur les activités des enzymes antioxydantes comme la catalase, ont été évaluées dans des eaux douces Oreochromis niloticus.....	35
III-3- 1- Résultats.....	35
III-3-2- Discussion	36
III-4-Stress oxydatif chez les poissons d'eau douce, Labeo rohita comme biomarqueur de l'exposition au malathion.....	36
III-4-1- Résultats et Discussion.....	36
III-5- Comparaisons	38

Conclusion..... 40

Références bibliographiques

Annexe

Liste des figures

Figure 1 : Systèmes enzymatiques impliqués dans la défense antioxydante cellulaire	09
Figure 2 : Morphologie externe de tilapia rouge (Oreochromis Sp.)	19
Figure 3 : unité d'élevage expérimentale	20
Figure 4 : Dispositif expérimental d'élevage	20
Figure 5 : mensuration et pesée des individus	23
Figure 6: Procédures expérimentales (dosages biochimiques)	25
Figure 7: Relation taille (L) - Poids (P) des tilapias pour les quatre groupes de test.	29
Figure 8: Évolution des poids moyens (Pm) et taille moyenne (Lm) des tilapias rouges durant la période d'étude	30
Figure9: Étude de l'effet de l'oxyfluorène sur l'activité de la catalase dans le foie d'Oreochromis niloticus.	34
Figure 10: augmentation de l'activité catalase par rapport au contrôle après l'exposition à des concentrations létales et sublétales de malathion	35
Figure 11 : augmentation de l'activité protéase par rapport au contrôle après l'exposition à des concentrations létales et sublétales de malathion	36

Abréviations

Liste des abréviations

FAO: Food and Agricultural Organization

ERO : espèces réactives de l'oxygène

pH : potentiel hydrique.

µg : microgramme.

CL₅₀ : Concentration létale qui provoque 50% de mortalité dans la population d'organismes étudiée, pendant un temps donné, par administration unique.

RHS : Rapport hépato somatique

RGS : Rapport gonado somatique

GPJ : Gain en poids journalier

ROS : Reactive Oxygen Species

CAT : catalase

CEE : Communauté Economique Européenne

EFSA : Autorité Européenne De Sécurité Des Aliments

C.E : Commission Européenne

%H : teneur en eau

%MM : teneur de la matière minérale

%MO : teneur de la matière organique

K : Indice de condition

KJ : kilojoule

Nm : nanomètre

Introduction

Introduction

Il est bien connu que les activités humaines sont à l'origine d'une grande variété de polluants environnementaux dont la plupart se retrouvent finalement dans les écosystèmes aquatiques continentaux ou maritimes (**Niemann, 2008**). En effet ; l'activité agricole contribue à l'infiltration et à l'accumulation d'éléments traces et de pesticides à partir de différentes sources dont l'apport de produits phytosanitaires et de fertilisants (**Martine, 2004**). Ces derniers modifient fortement la qualité et la dynamique de l'eau dans le milieu et altère le cycle de l'eau comme de ses composés ainsi que sa biodiversité (**Laurent, 2013; Pirenseine, 2011**).

Il a été démontré que la présence de pesticides dans l'eau compromet le cycle de vie d'organismes aquatiques. Chez certains poissons, il a été observé un développement de tumeurs, des perturbations des systèmes hormonaux, ou encore l'inhibition plus ou moins complète de fonctions vitales comme la respiration, la croissance, la reproduction... Ces perturbations peuvent avoir des conséquences sur l'ensemble des réseaux trophiques et indirectement sur les dynamiques de populations (**International & Ii, 2017**). De ce fait ; les écosystèmes aquatiques sont l'objet de programmes de surveillance qui reposent sur des mesures chimiques complétées de mesures biologiques (par exemple l'estimation de l'abondance d'espèces de poissons ou d'invertébrés) afin de quantifier mais aussi de prévenir l'impact des pollutions sur les organismes aquatiques (**Flammarion, 2002**).

Les méthodes d'évaluation des impacts écotoxicologiques reposent sur un panel de bio marqueurs mesurés à trois niveaux : moléculaire et cellulaire pour une réponse sensible et rapide ; tissulaire pour une évaluation des dommages aux organes ; sur l'organisme entier, pour une évaluation du potentiel de survie et des performances de reproduction (**Belaïd, 2013**).

A cet effet ; les biomarqueurs mesurés chez le poisson apparaissent comme des outils à fort potentiel pour la surveillance des milieux aquatiques et tout particulièrement dans le cadre du contrôle d'enquête. La mesure de réponses biologiques au niveau biochimique, histologique ou physiologique permet d'appréhender les mécanismes susceptibles d'être à l'origine de perturbations individuelles ou populationnelles (**Sanchez et al., 2014**).

Le modèle tilapia a été utilisé pour évaluer l'impact de la contamination des milieux aquatiques en utilisant certains biomarqueurs. Les effets des polluants aux niveaux inférieurs

Introduction

de l'organisation biologique (par exemple réponses moléculaires et biochimiques) sont précoces et peuvent constituer un signal d'alarme d'effets toxicologiques sur des populations au niveau supérieur (Ndiaye, 2012).

L'objectif de notre étude consiste à faire une comparaison entre 4 études : (Tidafi & Bekhti, 2019) ; (Imorou Toko et al., 2018) ; (Peixoto et al., 2006); (Patil & David, 2013) pour connaître diverse effet toxique des pesticides sur les trois niveaux de poissons (bioénergétique, biométrique et biochimique) Et cela reflète son état sanitaire.

La présente étude comporte trois chapitres structurés comme suit :

- Le premier chapitre est une synthèse bibliographique qui regroupe des informations sur l'espèce utilisée comme bioindicateur dans notre étude ; les biomarqueurs de stress et l'herbicide visé par notre étude d'impact ;
- Le deuxième chapitre est consacré à la présentation du matériel et méthodes ;
- Le troisième chapitre résume les résultats attendus de la comparaison.

Chapitre I
Données
Bibliographiques

I.1. L'espèce d'étude

I.1.1. Biologie de l'espèce d'étude *Tilapia rouge* "*Oreochromis sp*"

Tilapia est un terme générique utilisé pour désigner un groupe de poissons comestibles d'importance commerciale appartenant à la famille des Cichlidés, qui habitent les eaux fraîches et saumâtres de l'Afrique, le Moyen-Orient, l'Inde côtière (**Chapman, 2000**).

Trois espèces de tilapia sont couramment introduites : *O. mossambicus*, *O. niloticus* et *O. aureus*. L'*O. niloticus* d'eau douce (tilapia du Nil) est utilisé dans 75 % du volume d'élevage (**Young & Muir, 2002**). Parce qu'il se reproduit rapidement et peut tolérer de nombreuses conditions environnementales, il a été introduit dans tous les chaînes tropiques (**Gutiérrez & Reaser, 2005**).

I.1.1.1. Systématique et morphologie

Oreochromis sp, appelée communément le Tilapia rouge, présente la Position systématique suivante :

Règne : Animalia.

Embranchement : Chordata.

Sous embranchement : Vertebrata

Super –classe : Osteichthyes

Classe : Actinopterygii.

Sous-classe : Neopterygii.

Super-ordre : Acanthopterygii

Ordre : Perciformes.

Sous-ordre : Labroidei

Famille : Cichlidae.

Genre : *Oreochromis*.

Espèce : *OreochromisSp*

- **La morphologie** : Les tilapias ont des formes assez conventionnelles, latéralement comprimées, profondes. Le corps est recouvert d'écailles cycloïdes relativement grandes, qu'il est difficile de déloger. Les nageoires dorsale et anale ont des épines dures et des

Chapitre 1: Revue bibliographique

rayons mous. Les nageoires pectorales et pelviennes sont grandes et plus antérieures dans une configuration avancée (El-Sayed, 2020b).

I.1.1. 2. Biologie et écologie

Les cichlides sont bien connus comme poissons d'aquarium colorés, et pour leur capacité à s'adapter à de nouveaux environnements. Ils présentent également des activités de reproduction très organisées. En raison de leur biologie évolutionnaire complexe, Par conséquent, les tilapias ont récemment été classés en trois genres: le tilapia du Mozambique ou Java (*Oreochromis mossambicus.*), le tilapia bleu (*O. aureus.*), le tilapia du Nil (*O. niloticus.*) (Chapman, 2000).

Le tilapia du Nil, *O. niloticus* représente 85 % de la production aquacole totale de tilapias. C'est un poisson a croissance relativement rapide, qui se nourrit aux niveaux inferieurs de la chaine alimentaire(Lazard, 2009).

- **Reproduction** : Au niveau de la reproduction, le tilapia est probablement le seul poisson qui se reproduit spontanément en élevage sans intervention humaine. Il présente, en outre, une maturité sexuelle précoce et une fréquence de ponte élevée avec un excellent taux de survie des alevins lié à leur mode d'incubation (incubation buccale par les femelles chez le genre *Oreochromis*). Cette reproduction aisée est un avantage pour la production massive d'alevins, à condition de parvenir à maîtriser l'absence de synchronisation des pontes qui oblige à de fréquentes collectes (Lazard, 2009).
- **Croissance** : Les taux de croissance du tilapia sont influencés par divers facteurs; la température de l'eau, le sexe, l'alimentation supplémentaire et la densité de peuplement ont une incidence notable sur leur taux de croissance. Le tilapia est sensible aux températures froides de l'eau et ne passera pas l'hiver dans la plupart des climats tempérés. La plupart des tilapias hybrides arrêtent de manger à une température de l'eau inférieure à 16 °C (Chapman, 2000).
- **Régime alimentaire** : Le tilapia se nourrit de plancton, de certaines plantes aquatiques macrophytes, d'invertébrés benthiques et planctoniques, de larves de poisson et de matière organique en décomposition (Ambre, 2009).

C'est une espèce phytoplanctonophage, c'est-à-dire qui se nourrit principalement de phytoplancton et qui peut aussi ingérer des algues bleues, du zooplancton, des sédiments riches en bactéries et en diatomées, ainsi que des aliments artificiels. Mais en milieu artificiel, cette espèce est pratiquement omnivore valorisant divers

Chapitre 1: Revue bibliographique

déchets agricoles. Cette capacité d'adaptation à divers aliments et déchets est phénoménale et est à la base de sa haute potentialité pour la pisciculture (**Kristiana et al, 2020 ; GOUARH et MEFLAH, 2018**).

- **Exigences écologiques** : Bien que l'on sache que le tilapia est l'une des espèces de culture les plus tolérantes aux conditions environnementales défavorables, il a certaines limites, comme toutes les autres espèces aquatiques. Dans la production commerciale de tilapia, en raison de préoccupations économiques, la croissance maximisée et l'efficacité alimentaire est souhaitée. Par conséquent, il convient d'accorder une grande attention à tous les paramètres environnementaux, car ils sont étroitement corrélés et influent fortement sur le rendement de la production (**Celik, 2012**).
- **Température de l'eau** : Les tilapias sont des poissons thermophiles qui tolèrent un large éventail de températures de l'eau. Des recherches approfondies ont été menées sur les effets de la température de l'eau sur le rendement du tilapia. La plage de température pour le développement normal, la reproduction et la croissance du tilapia est d'environ 20 à 35 C, selon les espèces de poissons, avec une plage optimale d'environ 25 à 30 C (**El-Sayed, 2020a**).
 - **Salinité** : Bien que les tilapias soient des exemples bien connus d'eau douce, certaines souches sont de l'euryhaline et peuvent tolérer des valeurs de salinité élevées (**Beveridge et Mc Andrew, 2000**). Les poissons adultes de tilapia rouges étaient plus tolérants au sel que les alevins et les juvéniles. Les alevins et les juvéniles ont toléré 19 ‰, sans stress ni mortalité apparents, mais une mortalité de 100% s'est produite à 27 ‰. En revanche, les poissons adultes ont toléré 27 ‰, avec une mortalité de 100% à 37 ‰. (**M. El-Sayed, 2006**). Toutefois, la production commerciale de tilapia dans les eaux salées est très limitée (**Al-Ahmed, 2001 ; Alfredo et Hector, 2002**).
 - **Oxygène dissous** : Le tilapia est capable de tolérer des niveaux d'oxygène dissous inférieurs à 0,3 mg / L, un niveau qui s'avérerait mortel pour la plupart des autres poissons d'élevage (**FAO, 2018**).
 - **pH** : Le tilapia peut survivre à un pH compris entre 5 et 10, mais le pH optimal se situe entre 6 et 9 (**FAO, 2018**). Certains tilapias sont connus pour tolérer une très large gamme de pH de l'eau.

Chapitre 1: Revue bibliographique

Par exemple, le tilapia *Oreochromis alcalicus* vit avec succès dans le lac Magadi (Kenya) qui a un pH de 10,5 (El-Sayed, 2020a).

I.1.2. Répartition géographique et production de Tilapia

I.1.2.1. Habitat et répartition

Les cichlidés sont classés dans le grand ordre Perciformes, et habitent les eaux fraîches et saumâtres de l’Afrique, le Moyen-Orient, l’Inde côtière, l’Amérique centrale et du Sud. Les vrais tilapias, cependant, ne sont originaires que de l’Afrique et du Moyen-Orient. Bien qu’exotiques aux États-Unis, les populations de tilapia sont maintenant établies en Arizona, en Californie, à Hawaï, en Floride, au Nevada, en Caroline du Nord et au Texas (Chapman, 2000).

I.1.2.2. Production dans le monde

Le tilapia est le troisième groupe des poissons d’élevage les plus importants au monde, après les carpes et les salmonidés (Aldoghachi et al., 2016).

Au niveau régional, l'aquaculture représentait 17 à 18% de la production totale de poisson en Afrique, aux Amériques et en Europe, et 12,8% en Océanie. En Asie (hors Chine), la part de l'aquaculture dans la production de poisson est passée de 19,3% en 2000 à 40,6% en 2016. En 2016, 37 pays élevaient davantage de poisson qu'ils n'en capturaient à l'état sauvage. Ils se situaient dans toutes les régions, à l'exception de l'Océanie, et comptaient à eux tous près de la moitié de la population mondiale. L'aquaculture représentait entre 30 et 50% de la production nationale de poisson dans 22 autres pays en 2016 (FAO, 2018).

I.1.2.2. Production en Algérie

L'aquaculture algérienne connaît actuellement un grand essor en matière de production. Depuis la création du Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques en 2000, plusieurs plans et programmes de développement ont été élaborés permettant ainsi le démarrage de plusieurs projets privés d’aquaculture dans différentes filières d’activité (FAO, 2010).

La première expérience du Tilapia en Algérie, était lancée en 2001 grâce à un don (1,5 tonne de poissons) offert à l’Algérie par le gouvernement égyptien, en application des recommandations de la commission mixte réunie en février 2001 à Alger, les responsables de l’ONDPA ont déclaré que l’expérience a été un succès.

Ces poissons qui vivent dans les eaux tièdes du Nil depuis des millénaires, ont supporté le climat froid en Algérie, notamment dans les régions du nord (Chemlal-Kherraz, 2013).

I.1.3. Choix de l'espèce en écotoxicologie

L'**écotoxicologie** est définie comme « *le domaine d'étude qui intègre les effets écologiques et toxiques des polluants chimiques sur les populations, les communautés et les écosystèmes ainsi que leur devenir (transfert, transformation, dégradation) dans l'environnement* » (Clement, 2007). L'écotoxicologie a pour but d'étudier le comportement et les effets de polluants dans les écosystèmes (Santiago et al., 2002).

L'Oreochromis niloticus a été choisi comme organisme modèle en raison de sa grande sensibilité à la détection des effets nocifs potentiels des produits chimiques et pour l'étude de la biotransformation de xénobiotiques (Nevin,U et al., 2006). En fait, le tilapia a été couramment utilisé comme espèce indicatrice dans les programmes de bio surveillance (Peixoto et al., 2006).

I.1.4. Outils d'évaluation en écotoxicologie

Dans les tests écotoxicologiques différents moyens sont utilisés pour mesurer la toxicité d'un produit. Le moyen le plus communément utilisé est la mesure de la mortalité ou de la reproduction, La plupart des tests de toxicité apportent une estimation de la dose qui affecte 50% de la population. Ce peut être par exemple la concentration létale moyenne qui tue 50% de la population. Il est aussi possible d'estimer la concentration maximale qui ne provoque aucun effet. Ces tests de toxicité ou bioessais, se distinguent en deux types :

- ✓ **Les tests de toxicité aiguë** qui se réalisent sur une durée très courte (par rapport au temps de génération de l'organisme). Leurs avantages sont leur rapidité et leur faible coût. Ces tests impliquent généralement des concentrations élevées du polluant; de ce fait, les effets à long terme des faibles concentrations ne sont pas mis en évidence.
- ✓ **Les tests de toxicité chronique** se déroulent sur une durée relativement longue par rapport au temps de génération de l'organisme. Ce sont par exemple les tests sur la reproduction. Ils sont plus longs et plus coûteux que les tests aigus, mais ils permettent de mettre en évidence des effets à long terme d'un polluant (Geffard, 2001).

I.2. Le stress chez les poissons

I.2.1. Définition

Plusieurs définitions ont été données au terme stress. Selon (Gandar, 2015), le stress est une réponse adaptative nécessaire permettant aux organismes de maintenir leur homéostasie interne face aux diverses contraintes de leur environnement grâce à une suite complexe

d'ajustements biochimiques, physiologiques et comportementaux.

Le stress oxydant résulte d'un déséquilibre entre la production d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) et les capacités de défense antioxydante de l'organisme. Produits de façon continue et élevée, les ERO sont à l'origine d'un stress oxydant avec modifications irréversibles de lipides, de protéines et d'acides nucléiques (**Baudin, 2020**).

L'origine du stress oxydant chez les organismes aérobies provient de la consommation intracellulaire de la molécule d'oxygène qui est essentielle pour de nombreuses fonctions physiologiques mais qui génère dans le même temps la formation d'espèces réactives de l'oxygène ou « reactive oxygen species » (ROS) qui sont potentiellement toxiques pour la cellule (**Amiard et al., 2008**).

I.2.2. Système de défense antioxydante

Afin d'éliminer les espèces radicalaires et de limiter les dommages provoqués par le stress oxydant, les cellules disposent de trois mécanismes de défense antioxydant. On pourra ainsi citer :

- ✓ l'élimination des espèces réactives et des catalyseurs de leur formation.
- ✓ l'induction de la synthèse d'antioxydants.
- ✓ l'augmentation de l'activité des systèmes de réparation et d'élimination des molécules endommagées.

Une vue d'ensemble des mécanismes enzymatiques de défense qui contribuent à la détoxification des espèces réactives est proposée dans la figure 1. Ce schéma illustre la complexité des réactions qui coexistent au sein de la cellule lors d'un stress oxydant (**Barillet, 2008**)

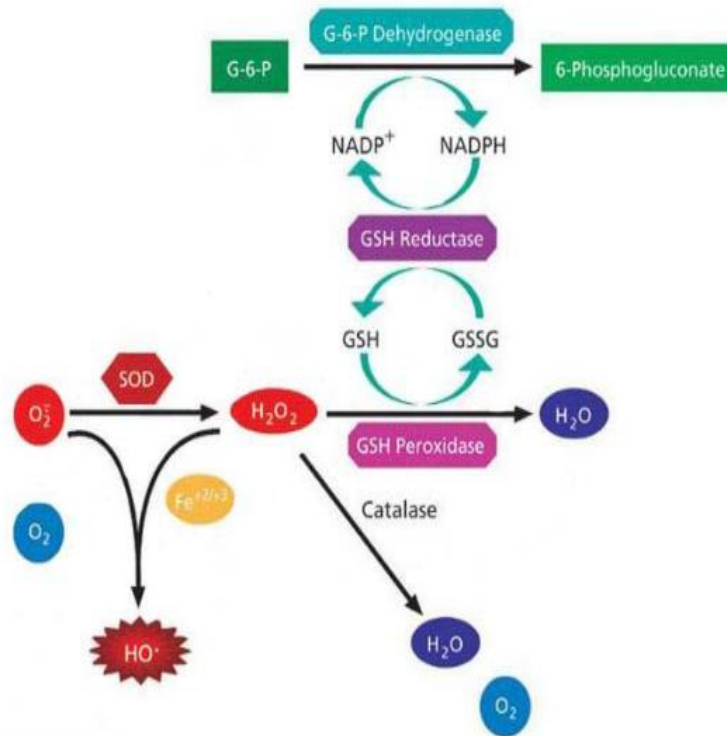
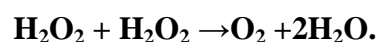


Figure 1 : Systèmes enzymatiques impliqués dans la défense antioxydante cellulaire
(Barillet, 2008)

Pour se protéger du stress oxydant, les organismes ont développé un arsenal d'antioxydants, avec des enzymes (superoxyde-dismutase, catalase et glutathion-peroxydase), et de molécules qui piègent les espèces radicalaires au niveau des membranes (vitamines A, E et C, β -carotène) ou de la phase aqueuse (acide ascorbique, acide urique et glutathion) (Baudin, 2020).

Notre étude expérimentale vise deux composantes du système de défense enzymatique, soient :

- **La catalase (CAT):** Cette enzyme cytosolique appelée conventionnellement EC est une hémoprotéine tétramérique. C'est une enzyme importante dans le système de défense antioxydant protégeant les organismes contre un stress oxydatif. Elle catalyse la dismutation du peroxyde d'hydrogène selon la réaction suivante (Atli et al., 2006):



- **Les protéases** : Les protéases sont des enzymes hydrolytiques qui catalysent le clivage des liaisons peptidiques clivant les protéines en fragments peptidiques plus petits (Radha, 2012). Elles peuvent être spécifiques conduisant à un clivage sélectif des protéines pour la modification et la maturation post-traductionnelle (Monteiro, 2015).

I.2.3. Particularités de stress chez les poissons

Selon Gandar (2016), l'exposition à un stress entraîne des modifications biochimiques, physiologiques et comportementales pouvant résulter de l'effet direct du stress ou qui participent d'une cascade de réponses successives primaires-secondaires-tertiaires permettant la fuite de l'individu ou sa défense face au stress.

- **La réponse primaire** est dite neuroendocrinienne sous l'effet d'un stress environnemental, active en parallèle le système nerveux sympathique et interrénal chez les poissons, conduisant à la sécrétion d'« hormones de stress »,
- **Les réponses secondaires** comprennent l'ensemble des réponses moléculaires et cellulaires ainsi que les ajustements physiologiques induits par le stress. Ces réponses peuvent être initiées par les hormones de stress directement ou par le stress lui-même,
- **Les réponses tertiaires** concernent les effets à l'échelle de l'organisme impactant la performance et la fitness des individus ; comportements, reproduction, croissance et résistances aux maladies. Ces effets sont induits directement par les hormones de stress (essentiellement de cortisol) ou résultent de perturbations physiologiques comme la modification du métabolisme énergétique.

I.2.4. Facteurs inducteurs de stress

I.2.4.1. Origine abiotique: On peut séparer les **stress abiotiques**, d'ordre physique ou chimique, et les stress biologiques ou « ressentis » :

- Les stress physiques** sont liés à des modifications rapides ou au-delà des limites de tolérance de l'organisme des conditions abiotiques du milieu telles que la température, la pression osmotique ou encore l'oxygénation de l'eau.
- Les stress chimiques** sont quant à eux généralement dus à une détérioration de la qualité de l'eau en raison d'une acidification du milieu ou de la contamination par des polluants.

Chapitre 1: Revue bibliographique

-Les **stress biologiques** sont toute les pressions exercées par les congénères (compétition, relations de dominance, et instauration de hiérarchie social...), la prédation, le parasitisme ou encore les manipulations expérimentales (confinement, manipulation...) (Gandar, 2016).

I.2.4.2. Origine anthropique

➤ **Qualité de l'eau :**

- ✓ Les déchets présents dans le milieu marin peuvent avoir un impact potentiel sur l'état des populations de poissons, par exemple, certains composés organiques ou métalliques présents dans le milieu marin ont un effet sur la capacité de reproduction ou la croissance des poissons (**Anik & Damien, 2018**)
- ✓ La quantité de matières en suspension varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière et, par suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons.
- ✓ Les espèces de poissons sensibles peuvent être perturbées par une teneur en oxygène inférieure à 4 mg/l.
- ✓ Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons (**DE VILLERS et al., 2005**).

➤ **Pêche des poissons :** La disparition des grands poissons pélagiques tels que le thon ou la morue est un des aspects de la surpêche : on peut aussi s'attendre à d'autres effets tels que le bouleversement des réseaux trophiques et donc des biomasses des diverses espèces de ces réseaux (**Miro Pina et al., 2006**)

➤ **Alimentation :** Le déversement massif de produits alimentaires dans les eaux se traduit par une surcharge de matière organique dont la dégradation entraîne une forte consommation d'oxygène, pouvant conduire à l'anoxie du milieu et à des mortalités parfois importantes de poissons (**Marchand, 2003**)

➤ **Marées noires :** Les poissons fuient les zones polluées, peuvent être affectés par ingestion de pétrole quand ils lèchent leur pelage. Ils peuvent aussi souffrir d'irritation des yeux et mourir asphyxiés. (**Rémi Moreau, 2008**)

➤ **Acclimatation :** Le danger de l'acclimatation "traditionnelle" au "goutte-à-goutte" réside donc dans le fait de remonter doucement le pH de l'eau du transport par ajout d'eau de mer "propre" : l'ammonium se retransforme alors en ammoniac toxique. La zone dangereuse se situe entre pH 7.6 et 8. Lors d'une acclimatation au "goutte-à-goutte", les poissons viennent se concentrer à l'arrivée d'eau propre, car ils fuient l'eau d'emballage riche en ammoniac toxique. Ils pipent l'air à la surface car les branchies, par lesquelles

passent une grande partie des échanges, sont irritées et stressées. Elles se recouvrent de mucus et deviennent beaucoup moins efficaces. Les poissons peuvent aussi avoir des spasmes et de nombreuses autres réactions néfastes (**VincentChalias, 2004**).

- **Gestion des populations de poissons**
- **Traitements**
- **Transport**

I.2.5. Biomarqueurs de stress

Les écosystèmes aquatiques représentent d'importants réservoirs de polluants qui se répartissent au niveau des différents compartiments (eau, substrat et organismes) (**Aarab, 2004**).

D'après **Bélangier (2009)** ; un biomarqueur est un paramètre biologique observable à un niveau inférieur à celui de l'organisme entier et qui permet d'obtenir des informations quant au degré d'exposition présent ou passé et à l'effet d'un contaminant sur un organisme. Il peut s'agir de paramètres génétiques, enzymatiques, physiologiques, morphologiques, moléculaires, cellulaires, biochimiques, etc. Dans certains cas, les altérations provoquées par les polluants sur ces paramètres biologiques peuvent engendrer des changements au niveau comportemental chez les organismes et c'est pourquoi ces changements comportementaux sont alors considérés comme un type particulier de biomarqueurs.

Les biomarqueurs sont de plus en plus utilisés dans les programmes de surveillance pour évaluer la contamination environnementale. Toutefois, de nombreuses études ont porté sur des organismes d'essai uniques ou des réseaux limités de réponses de biomarqueurs pour évaluer l'état de santé d'écosystèmes complexes (**AARAB, 2004**).

I.2.5.1. Les différents types de biomarqueurs

- **Biomarqueur de susceptibilité** : indicateur de la capacité innée ou acquise d'un organisme à répondre à l'exposition à une substance xénobiotique spécifique.
- **Biomarqueur d'exposition** : « substance exogène, métabolite primaire ou réponse à une interaction entre un agent xénobiotique et une molécule ou cellule-cible, mesurée dans un compartiment de l'organisme »
- **Biomarqueur d'effets** : « altération biochimique, physiologique, comportementale ou autre, mesurable dans un organisme, qui, selon son ampleur, peut être reconnue comme étant associée à une atteinte confirmée ou possible de l'état de santé ou à une maladie » (**Vicens, 2015**).

I.2.5.2. Intérêts des biomarqueurs du stress oxydant

- ✓ Les biomarqueurs sont largement utilisés dans les programmes de recherche en écotoxicologie visant à déterminer le potentiel toxique des substances chimiques ou à statuer sur l'impact de la contamination des milieux sur les organismes qui y vivent,
- ✓ Leur utilisation reste beaucoup plus sporadique dans les programmes réglementaires de surveillance des milieux aquatiques,
- ✓ les effets des contaminants environnementaux sur les poissons, s'appuie sur un ensemble de marqueurs mesurés au niveau de l'organisme ou à des niveaux d'organisation inférieurs (Sanchez et al., 2012).

I.3. Les pesticides

I.3.1. Définition

Un pesticide est défini comme « *toute substance ou association de substances chimiques ou biologiques, qui est destinée à repousser, détruire ou combattre les organismes nuisibles ou à être utilisée comme régulateur de croissance des plantes* » (FAO, 2014).

Le terme « pesticide » est une appellation générique pour toutes les substances (molécules) ou produits (formulations) éliminant les organismes nuisibles, qu'ils soient utilisés dans le secteur agricole ou pour d'autres applications

Ainsi, les pesticides ont pour objectif de détruire ou prévenir l'action des animaux, végétaux ou micro-organismes nuisibles à la production agricole (POITOU-CHARENTES, 2011)

I.3.2. Classification des pesticides : selon (Barriuso et al., 2005)

I.3.2.1. Classification chimique : Il existe trois catégories de pesticides:

Les pesticides **inorganiques** : Ils sont peu nombreux mais certains sont utilisés en très grandes quantités comme le soufre et le cuivre. Ce sont aussi des pesticides très anciens dont l'emploi est apparu bien avant les débuts de la chimie organique de synthèse. Il n'existe plus d'insecticides inorganiques et un seul herbicide est encore employé aujourd'hui comme désherbant total, le chlorate de sodium. L'essentiel des pesticides inorganiques sont des fongicides à base de soufre et de cuivre sous diverses formes.

Chapitre 1: Revue bibliographique

Les pesticides **organo-métalliques** : Ce sont des fongicides dont la molécule est constituée par un complexe d'un métal le zinc et le manganèse et d'un anion organique dithiocarbamate. Des exemples de ces pesticides sont le mancozèbe (avec le zinc) et le manèbe (avec le manganèse).

Les pesticides **organiques** : Ils sont très nombreux et sont à diverses familles chimiques. Il existe actuellement plus de 80 familles ou classes chimiques. On appelle famille chimique, l'ensemble des molécules dérivées d'un groupe d'atomes qui constitue une structure de base. C'est ainsi que l'on parle, par exemple, des acides pour les molécules contenant un ou plusieurs groupes acides carboxyliques.

On peut cependant commodément distinguer trois catégories de familles chimiques: celles qui sont produites sur un groupe principal d'atomes, celles qui reposent sur l'arrangement cyclique ou aliphatique des atomes et celles qui sont caractérisées par des atomes particuliers ou des groupes en premier d'atomes.

I.3.2.2. Classification biologique

Selon les organismes vivants visés, sur plusieurs catégories de pesticides dont les principales sont les **insecticides** destinés à éliminer les insectes nuisibles, acaricides, **les fongicides**, destinés à lutter contre les parasites et champignons pathogènes. et les **herbicides**, destinés à éliminer les adventices des cultures, et **les acaricides (acariens)**. La classification selon l'activité biologique et la classification selon les caractéristiques chimiques se recoupent évidemment. Il n'est pas possible d'avoir des règles générales de correspondance entre la nature chimique des pesticides et leur activité biologique, mais sur peut faire quelques remarques intéressantes pour une grande partie d'entre eux.

I.3.2.3. Classification selon l'usage

Les pesticides sont utilisés dans plusieurs domaines d'activité pour lutter contre les organismes vivants nuisibles, d'où des usages différents. Il existe six catégories de pesticides classés selon la destination des traitements: **les cultures, les bâtiments d'élevage, les locaux de stockage des produits végétaux, les zones non agricoles, les aires d'aéroport et les aires industrielles et Les bâtiments d'habitation.**

I.3.3. Voies de contamination des écosystèmes

D'après **Lundberg et al., (1995)**, Les sources de contamination des eaux de surface peuvent être ponctuelles ou diffuses. D'une manière générale, une contamination **ponctuelle** par des pesticides utilisés pour des besoins agricoles est due à un emploi incorrect du produit. Une élimination insuffisante des solutions non utilisées et le nettoyage du matériel de pulvérisation comporte un risque de contamination.

Une contamination **diffuse** des eaux de surface peut être consécutive à une application normale des pesticides. Outre, les autres facteurs tels que la nature du sol et les conditions climatiques, dans ce cas, la contamination est due aux propriétés intrinsèques du pesticide qui lui confère une certaine mobilité. Les propriétés les plus importantes dans ce contexte sont la dégradabilité, la volatilité et la mobilité dans le sol.

I.3.4. Contamination des eaux par les pesticides

La pollution liée aux activités agricoles a continué de prendre de l'ampleur et elle est devenue une des principales sources de polluants qui affectent la santé des cours d'eau et la santé humaine (**Marsa, 2007**).

À l'origine de la dégradation de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines, on trouve l'utilisation irrationnelle des fertilisants et des pesticides (**Gareau et al., 1999**).

On retrouve des traces de pesticides dans la plupart des milieux aquatiques. Les effets de ces substances sur les écosystèmes aquatiques sont avérés. Il peut s'agir d'effets directs dus à la toxicité chronique des molécules ou d'effets indirects dus à l'action des pesticides qui modifie l'écosystème (par exemple altération des populations de certains prédateurs, du fait de la diminution des insectes « nuisibles » qui constituent leurs proies) (**Chocat, 2014**).

I.3.5. Le pesticide étudié : MARCANA

I.3.5.1. L'oxyfluorène :

L'oxyfluorène est une substance phytosanitaire de la famille des éthers de diphenyle, à usage herbicide agissant sur les dicotylédones annuelles et quelques graminées annuelles au cours de leur émergence ainsi que sur les jeunes plantules déjà levées. Il a également une action frénatrice sur certaines plantes vivaces (**INERIS, 2014**). C'est un herbicide de contact et il faut de la lumière pour qu'il affecte les plantes cibles.

Chapitre 1: Revue bibliographique

Le maximum d'efficacité est obtenu quand les mauvaises herbes n'ont pas plus de 2 à 4 feuilles et sont en croissance active. Plus les mauvaises herbes sont petites, plus elles sont faciles à détruire. L'oxyfluorène est hautement toxique pour les plantes aquatiques et les poissons (Rabiou, 2019).

L'oxyfluorène a été évalué dans le cadre de la Directive 91/414/CEE (CE, 1991). L'oxyfluorène est pré-enregistrée auprès de l'agence européenne des produits chimiques (ECHA) (EC n° 255-983-0).

I.3.5.2. Devenir de l'oxyfluorène dans l'environnement

a- La persistance :

		Source
Hydrolyse	L'oxyfluorène est stable à l'hydrolyse aux pH 4 à 9 (demi-vie supérieure à 28 jours)	EFSA, 2010a
Photolyse	L'oxyfluorène est rapidement photolysable dans l'eau. Une demi-vie de 0,3 jour et un DT90 de 1 jour ont été observées à une latitude de 40°N et un pH de 7. Principaux produits de la photolyse : RH- 45469, RH-123394, RH-35451 et RH-34670. L'écotoxicité de ces produits a été testée chez les microalgues et algues d'eau douce (EFSA, 2010).	EFSA, 2010a
Biodégradabilité	L'oxyfluorène n'est pas facilement biodégradable dans les sols. Un DT50 comprise entre 62 et 434 jours et un DT90 comprise entre 231-1771 jours a été observée au laboratoire. Lors d'études de terrain un DT50 comprise entre 37 et 172 jours et une DT90 comprise entre 274 et 571 jours a été observée	EFSA, 2010a

b- La distribution :

		Source
Adsorption	Le Koc de l'oxyfluorène varie entre 5450 et 12233 L/kg et la valeur de log Kow = 4,86 suggère que l'oxyfluorène a une très faible mobilité. Il aura tendance à fortement s'adsorber sur les sédiments et matières en suspension.	EFSA, 2010b; Janaki, 2013
Volatilisation	La valeur de la constante de Henry (2,382.10 ⁻² Pa m ³ /mol) indique que l'oxyfluorène n'est pas une substance volatile.	EFSA, 2010a
Bioaccumulation	Une étude sur 54 jours a été réalisée sur <i>Lepomis macrochirus</i> avec une exposition de 40 jours et une période de dépuraton de 14 jours. Un BCF de 2200 (corps entier) a été déterminé. La vitesse de dépuraton des organismes est lente, elle est de 82% après 14 jours. Un BCF de 2200 est utilisé dans la détermination des normes de qualité. En l'absence de BMF mesuré, le document guide technique européen pour la dérivation des NQE recommande l'utilisation des valeurs par défaut suivantes pour ce qui est de la prise en compte de la biomagnification : BMF1 = BMF2 = 2.	EFSA, 2010a E.C., 2011

I.3.5.3. L'écotoxicologie et la toxicité de l'oxyfluorène

L'oxyfluorène est un composé toxique, couramment utilisé en agriculture pour lutter contre les mauvaises herbes à feuilles larges et herbacées à l'aide de recommandations spéciales. Toutefois, l'oxyfluorène dissous ou adsorbé peut être transporté des zones agricoles vers les écosystèmes aquatiques par les eaux de surface de ruissellement.

Plusieurs études montrent que cette substance est nocive pour la faune et la flore aquatique, Parmi les effets toxicologiques de l'oxyfluorène on distingue :

- Les effets d'une exposition à l'oxyfluorène chez les algues d'eau douce (*Lemnagibba*) la concentration produisant 50% d'effets (EC50) dans exposition de 14 jours est de 1,4 µg/L (**Gibbins JM 1990, cité par EFSA, 2007; EFSA, 2010a**).
- Chez les invertébrés d'eau douce (*Daphnia magna*) la concentration produisant 50% d'effets EC50 = 72 µg/L dans 48h d'exposition (**Bell G 1996, cité par EFSA, 2007; EFSA, 2010a**).
- A propos des poissons, les CL 50 pour les espèces d'eau douce varient entre 200 µg / L et 410 µg / L, en classifiant l'oxyfluorène comme «très toxique» sur une base aiguë.
- Par exemple la concentration létale qui cause la mort de 50% de la population chez (*Oncorhynchus mykiss*) dans des expositions de 96 h (statique) est de 250 µg/L et chez (*Lepomis macrochirus*) La CL50 est de 210 µg/L (**Graves WC, 1991**).
- Selon (**Weatherholtz, 1981**). la NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) chez les chiens est de 3,1mg/kg corporel /j chez les mâles et 3 mg/kg corporel /j chez les femelles.
- D'après **Fletcher** (1987), la CL50 de Colin de Virginie (*Colinus virginianus*) est \geq 2150 mg/kg/jour.

I.3.5.4. Les effets de l'oxyfluorène sur la santé humaine

- ✓ **Toxicité pour la reproduction** : La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008. Par conséquent, elle ne fait pas l'objet d'un classement pour la reproduction (**CE, 2008b**).
- ✓ **Mutagenèse** : La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008. Par conséquent, elle ne fait pas l'objet d'un classement pour la mutagenèse (**CE, 2008b**).

Chapitre 1: Revue bibliographique

- ✓ **Cancérogène** : La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008. Par conséquent, elle ne fait pas l'objet d'un classement pour la cancérogène (**CE, 2008b**)

Lors de l'étude expérimentale de Goldenthal and Wazeter (1977), chez la souris, il a été constaté une augmentation de l'incidence globale d'apparition d'adénomes et de carcinomes hépatiques (**rapport EFSA, 2010a**).

L'US EPA classe l'oxyfluorène comme une substance possiblement carcinogène pour l'homme (**US-EPA, 2012**).

Chapitre II
Matériel et Méthodes

Chapitre II : Matériels et méthodes

II.1. Matériels utilisés (Tidafi & Bekhti, 2019)

II.1.1. Matériel biologique

- **Poisson Tilapia (Oreochromis sp)** : Hybride rouge résultant de croisement entre l'Oreochromis niloticus et l'Oreochromis mosambicus.



Figure 2. Morphologie externe de tilapia rouge (**Oreochromis Sp.**)

(**ABED & BELOUFA, 2019**)

-Maintenance du poisson :

Trois cent individus du tilapia hybride rouge (*Oreochromis sp.*) sont transportés vivants par la route, en utilisant un réservoir spécialisé (vivier). Le transport provoque normalement du stress chez les animaux, qui peut durer plusieurs jours (**Davis et Parker, 1986 ; Chandroo et al., 2005 ; Jonsson et al., 1999**), pour cela les individus ont été élevés durant 15 jours pour une période d'adaptation dans des aquariums (60 cm x 40 cm x40 cm), contenant un volume d'eau de 70 litres (25 individus par aquarium). L'eau des aquariums est renouvelée quotidiennement, la température a été maintenue entre 24 et 26 ° C. La nourriture était offerte trois fois par jour et consistait en une ration de granulés flottants correspondant à 4 % du poids corporel.

Chapitre II : Matériels et méthodes



Figure 3 : unité d'élevage expérimentale (Tidafi & Bekhti, 2019)

1 : diffuseur d'oxygène 2 : thermorégulateur

II.1.2. Matériel non biologique

La liste du matériel non biologique utilisé pour la réalisation de notre étude est présentée en annexe-1.

II.2. Méthodes (Tidafi & Bekhti, 2019)

II.2. 1. Test de toxicité de longue durée

Après l'étape d'acclimatation dans des conditions expérimentales semblable, ils ont exposés les individus à l'oxyfluorène à des concentrations de 0,1 ; 0,3 et 0,5 mg /l pendant 21 jours et ils ont comparés aux témoins (0 mg/l d'oxyfluorène). Chaque concentration est faite en triplicat (photo3.).

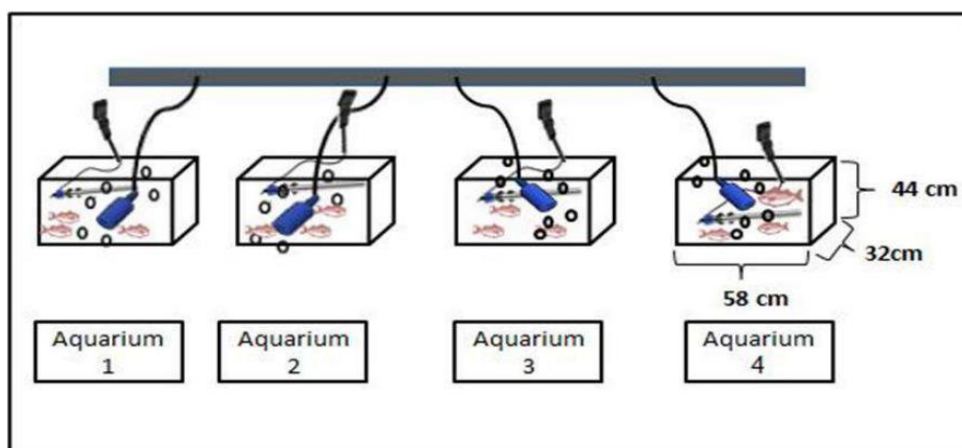


Figure 4. Dispositif expérimental d'élevage. (Tidafi & Bekhti, 2019)

Chapitre II : Matériels et méthodes

II-2-2 Suivi et mesure des paramètres au cours des cycles expérimentaux

L'étude a porté sur deux matrices :

- ✓ L'eau d'élevage pour l'étude physico-chimique (La température, la salinité, l'oxygène dissout et le pH sont mesurés au moyen d'un Multi paramètre), et Suivi de l'excrétion azotée et phosphorée.
- ✓ Les poissons pour la mesure biochimique (catalase, protéase, ...) : à t=0-7-14-20 jours, trois individus de chaque aquarium ont été prélevés ,anesthésiés, et ont été utilisés pour récupérer les différents organes :**gonades**, **intestin** et **foie** sont conservés dans des tubes secs a une température de – 80 °C .

II-2-2-1-Paramètres physicochimiques (Eau d'élevage)

Pour assurer la qualité convenable d'eau d'élevage à la survie des poissons d'une part et d'autre part pour minimiser au maximum toute sorte de stress. Il faut suivre des paramètres physiques qui ont été réalisés quotidiennement. Ils ont utilisés le **pHmètre** pour mesure le pH et un **thermomètre** pour la température. Les analyses chimiques de l'eau (concernant les nitrites, l'azote ammoniacal et le phosphore) sont réalisées au laboratoire de recherches chaque jour.

II-2-2-1-1-Suivi de l'excrétion azotée et phosphorée

Chaque jours environ 500 ml sont prélevées de chaque aquarium pour être par la suite filtrées à l'aide des papiers filtres et des entonnoirs. Le filtrat récupéré est destiné au dosage du phosphore et des différentes formes d'azote dissous.

✓ Principe

Les ions phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium, en présence d'antimoine(III), pour former un complexe que l'on réduit par l'acide ascorbique ; cette forme réduite, de coloration bleue, a un maximum d'absorption à 885 nm. Ce composé bleu contient le phosphore.

✓ Mode opératoire

10ml du mélange-réactif phosphore (**voir annexe 1**), préparé à chaque série d'analyses, sont ajoutés à 100ml de filtrat et on homogénéise aussitôt. Après 05minutes de repos la lecture de l'absorbance des échantillons est faite à 885nm.

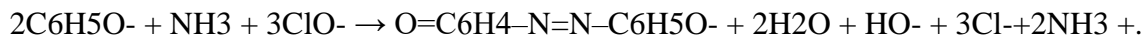
Dans le blanc l'eau distillée remplace les 100ml du filtrat.

II-2-2-1-2- Dosage de l'azote ammoniacal par la méthode au bleu d'indophénole

➤ Principe

Chapitre II : Matériels et méthodes

La méthode décrite mesure la totalité de l'azote ammoniacal, soit $N-NH_3 + N-NH_4^+$, symbolisé par $N-NH_3,4$. Il s'agit de la méthode de Koroleff (1969) qui est simple et qui offre une bonne précision ainsi qu'une bonne sensibilité.



Dans un premier temps, l'ammoniac forme une monochloramine avec l'hypochlorite en milieu légèrement basique. Cette dernière réagit avec le phénol en présence d'un excès d'hypochlorite pour former le bleu d'indophénol absorbant à 630 nm.

➤ Mode opératoire

03 ml du réactif (1), solution de phénol-nitroprussiate (**voir annexe 1**), sont additionnés à 100ml du filtrat récupéré. Directement après homogénéisation, 03ml du réactif (2) solution alcaline d'hypochlorite (**voir annexe 1**) sont ajoutés au mélange.

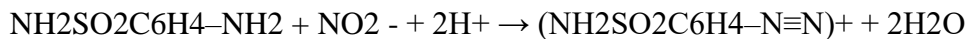
L'échantillon final homogénéisé est placé à l'obscurité pendant une nuit à température ambiante. Ainsi l'absorbance est mesurée à 630nm.

Dans le blanc l'eau distillée remplace les 100ml du filtrat.

II-2-2-1-3- Dosage de l'azote nitreux

➤ Principe

Les ions nitrites forment un diazoïque avec la sulfanilamide en milieu acide ($pH < 2$) selon la réaction :



Puis le diazoïque réagit avec le N-naphtyl-éthylènediamine pour former le colorant rose qui est absorbé à la longueur d'onde de 543 nm.

➤ Mode opératoire

01ml de réactif (3), solution de sulfanilamide (**voir annexe 1**), est ajouté à 50ml de filtrat. Après homogénéisation, on laisse reposer 02 à 08 minutes et on ajoute 01ml de réactif (4) solution de n-naphtyl-éthylènediamine (**voir annexe 1**) au mélange. Après au moins 10 minutes (sans dépasser les 02h) de repos, la lecture de l'absorbance des échantillons est faite à 543nm.

Dans le blanc l'eau distillée remplace les 50ml du filtrat. La préparation des réactifs illustrée dans (**l'annexe 1**).

II-2-2-2- Paramètres biométriques :

Chaque 7 jours pendant 42 jours, trois (03) individus de chaque aquarium sont prélevés et anesthésiés par le Phénoxy-éthanol. Par la suite la taille et le poids sont mesurés avant de procéder à la dissection et la séparation des différents organes, à savoir le foie et les gonades,

Chapitre II : Matériels et méthodes



dans le but de calculer **les rapports somatiques**. Puis l'ensemble des individus de chaque aquarium est pesé et mesuré.

Figure 5 : mensuration et pesée des individus (Tidafi & Bekhti, 2019)

Le but de choisir ces deux rapports est : La facilité de récupération ces organes. Ils sont des **perturbateurs endocrinien** car le facteur le plus touché est la **reproduction**.

➤ Rapport hépato somatique RHS :

Chez les poissons, l'ovogenèse et la spermatogenèse nécessitent un apport important d'énergie qu'ils stockent dans le foie essentiellement sous forme de lipides. Les variations pondérales hépatiques sont influencées par les conditions génitales des poissons (Konan, 2013).

$$RHS = \frac{Pf}{Pév} \times 100$$

Pf : poids du foie en g ;

Pév : poids éviscéré en g

➤ Rapport gonado somatique RGS:

Le rapport gonado-somatiques (RGS) permet de déterminer les périodes de ponte au cours du cycle sexuel d'une espèce (Analbery, 2004).

$$RGS = \frac{Pg}{Pév} \times 100$$

Pg : poids des gonades en g.

Pév : poids éviscéré en g.

Une moyenne mensuelle des RGS est calculée à partir des données individuelles.

II-2-2-3- Paramètres bioénergétiques :

➤ Gain en poids journalier GPJ

Chapitre II : Matériels et méthodes

Gain de poids journalier (GPJ): ce paramètre permet d'évaluer la croissance pondérale des poissons rapportée à la durée d'élevage. Il est calculé à partir de la formule ci-dessous.

$GPJ (g.j^{-1}) = [\text{Poids moyen final (g)} - \text{Poids moyen initial (g)}] / \text{Durée d'élevage.}$ (Bony et al., 2014)

➤ Ration maximale R_{mx}

La ration maximale (gramme d'aliment/jours) qui peut être absorbée par le poisson tilapia est donnée par la relation énergétique suivante (Glasser et Oswald, 2001) :

$$R_{mx} = 0,192 \times P^{0,685}$$

➤ Ration quotidienne de maintenance R_{mt}

Elle est donnée par la relation suivante (Glasser et Oswald, 2001) :

$$R_{mt} = 0,035 \times P^{0,564}$$

➤ Contenu calorique C

Il est donné par l'expression suivante (Xie et al, 1997):

$$\ln C_{max} = 1,45 + 0,42 \ln P$$

Le C_{max} est exprimé en (KJ/J) et le poids P en (g).

➤ Énergie liée à la respiration R

Chez le tilapia Oreochromis, le métabolisme de l'oxygène peut être estimé par la relation suivante :

$$M (O_2) = 0,48 \times P^{0,7502}$$

D'après (Lemoset al, 2006), 1mg (O_2) correspond à une valeur énergétique de 14,06 J.

➤ Énergie liée à l'excrétion U

Les valeurs mesurées en mg/l de l'excrétion azotée sont converties en valeurs énergétiques en Joule. Selon (Lemoset al, 2006), 1mg/l N-NH₃ correspond à une valeur énergétique de 24,87J.

II-2-2-4 Les mesures biochimiques :

II-2-2-4-1 Préparation des échantillons tissulaires en vue des analyses des biomarqueurs

Chapitre II : Matériels et méthodes

Les dosages biochimiques relatifs aux suivis de biomarqueurs nécessitent que les tissus biologiques (foie et intestin) fassent l'objet préalable d'une homogénéisation et d'un fractionnement subcellulaire (figure3) dans un tampon adapté, qui devra avoir les propriétés physicochimiques permettant de maintenir la stabilité des molécules ou organites qu'on désire étudier.

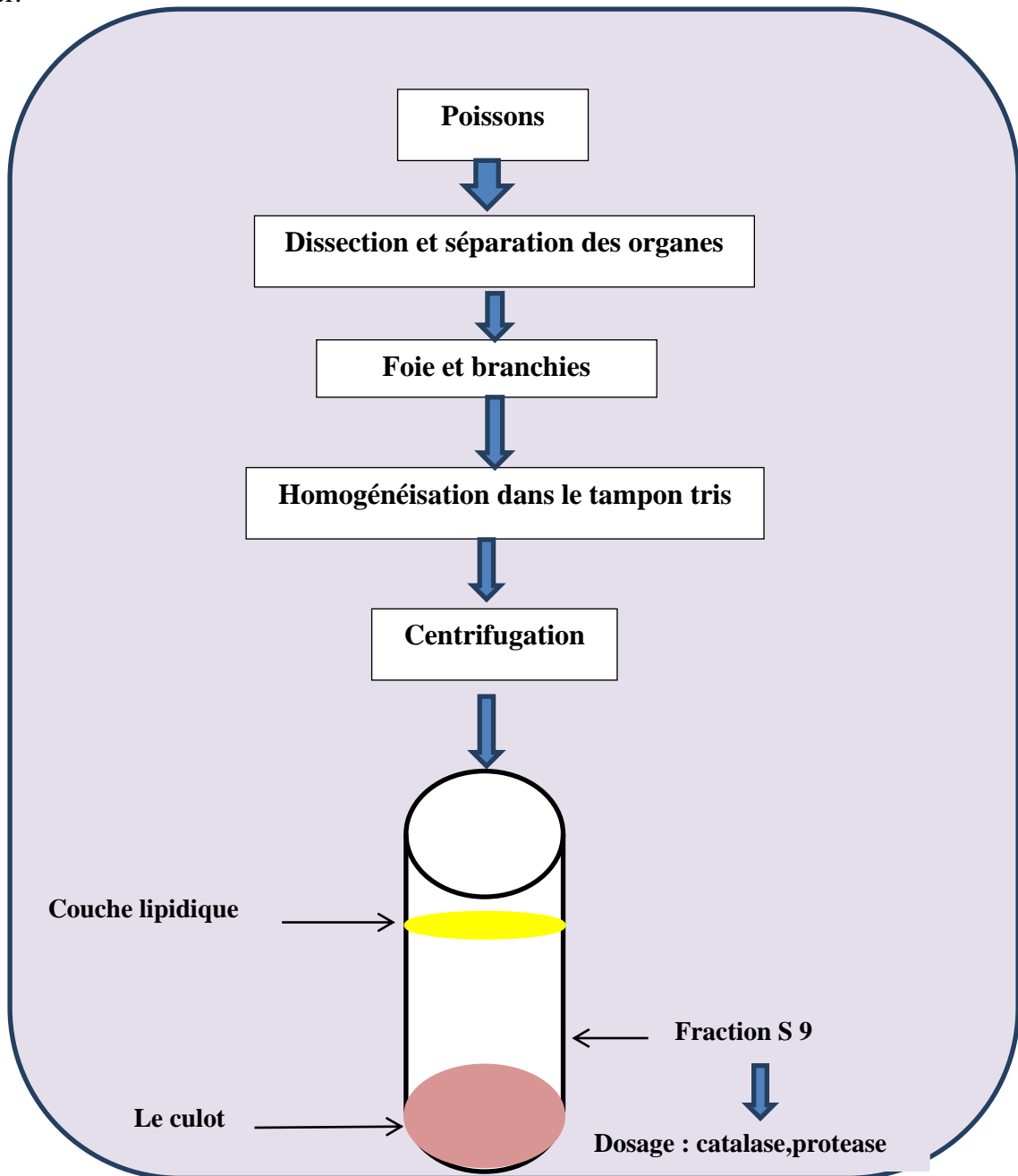


Figure 6: Procédures expérimentales (dosages biochimiques). (Tidafi & Bekhti, 2019)

II-2-2-4-2 Homogénéisation des tissus Foie et intestin

Les branchies et le foie sont homogénéisés à raison de (1/10 P/V) dans le tampon (tris (hydroxyméthyl)aminométhane) (20mM ; pH7,2) en utilisant un mixeur déchiqueteur.

Chapitre II : Matériels et méthodes

La centrifugation de l'homogénat est faite à 6 000g pendant 30 min à 4°C. Le surnageant ainsi obtenu (Fraction S9) est utilisé pour doser **la catalase**.

II-2-2-4-3 Dosages de la Catalase dans le foie :

➤ Principe :

L'acide acétique en présence de peroxyde d'hydrogène entraîne la réduction du dichromate en acétate chromique et la formation d'acide perchromique.

H₂O₂ se sépare lors de la préparation de la catalase et la réaction est arrêtée avec l'addition d'un mélange d'acide bichromate acétique.

Le peroxyde d'hydrogène restant est évalué en mesurant l'acétate chromique par colorimétrie après avoir chauffé le mélange réactionnel.

➤ Mode opératoire :

Dans des tubes à essais, 100µl de surnageant (source d'enzyme S9) ont été prélevés en triple, ajouter 1 ml de tampon phosphate.

500 µl d'H₂O₂ ont été ajoutés aux tubes ci-dessus pour démarrer la réaction.

La réaction a été arrêtée immédiatement par addition de réactif dichromate acide acétique (2 ml) à 0,30 et à 60 secondes d'intervalle dans chacun des 3 tubes.

Le blanc contient 1,6 ml de tampon phosphate et 2 ml de dichromate acide acétique. Les tubes et le blanc ont été chauffés pendant 10 minutes dans un bain marie à 100 °C pour développer une couleur verte, puis refroidis à température ambiante. La lecture de l'absorbance a été faite à 570 nm.

II-3-2-4-4 Dosage de la protéase dans l'intestin :

➤ Principe

L'approche du dosage de la protéase souvent utilisée est celle à temps fixe. Elle consiste essentiellement à mélanger les composants de la réaction et à incuber durant un certain temps. A la fin de l'incubation (généralement de 30min à 02h), on prélève des échantillons. On y

Chapitre II : Matériels et méthodes

mesurera alors la quantité des sous-produits issus de la dégradation du substrat (dans le cas de protéases la tyrosine est le sous-produit issu de la dégradation de la caséine).

➤ *Mode opératoire*

Le dosage de l'activité protéase est déterminé selon la méthode décrite par (Ranilsonet al, 2005). 01 ml de la solution de caséine (01% P/V dans le Tris-HCl pH7.2) utilisée comme substrat est incubée avec 01 ml de surnageant (source d'enzyme S9), préalablement dilué à différentes rations (1/10 et 1/15), mixer et incuber dans un bain marie à une température de 40°C pendant 10 minutes. La réaction est stoppée en ajoutant 04 ml du TCA à 5% (Acide trichloroacétique). On laisse reposer pendant 15 min et on effectuera une centrifugation à 6000g pendant 15min.

Chapitre III

Résultats et discussion

Chapitre III: Résultats et Discussion

L'objectif de notre étude est d'examiner l'effet des pesticides (Ex. : à base d'oxyfluorène sur l'état sanitaire des poissons. Pour ce faire, nous avons comparé 4 études : (Tidafi & Bekhti, 2019) ; (Imorou Toko et al., 2018) ; (Peixoto et al., 2006); (Patil & David, 2013) afin de savoir les changements qui affectent les différents niveaux de poissons.

III-1-Evaluation du stress chez des poissons d'eau douce : Tilapia rouge (Oreochromis sp) exposés à des résidus de pesticides à base de l'oxyfluorène (Tidafi & Bekhti, 2019)

Cette étude avait pour objectif d'examiner l'effet de l'herbicide oxyfluorène sur la Croissance et les activités métaboliques traduisant l'état de santé du poisson « Tilapia rouge » démontrés par les résultats expérimentaux.

III-1-1- Résultats des analyses physico-chimiques et bactériologiques de l'aliment et de l'eau d'élevage :

Dans le but de minimiser au maximum les facteurs stressants tels que le pH, la température..., l'assurance des conditions environnementales optimales pour l'élevage des poissons tests était l'étape primaire avant de commencer les tests d'écotoxicité. En effet, et dans le même contexte un contrôle de qualité physico-chimique et bactériologique de l'aliment et de l'eau d'élevage était une étape cruciale.

III-1-2- Étude de l'effet de l'oxyfluorène sur les paramètres bioénergétiques :

III-1-2.1. Gain en poids journalier GPJ :

Dans notre étude le calcul des gains en poids journaliers (GPJ) chez les différents groupes de tests, montre une tendance identique pendant le cycle d'adaptation. Cependant et durant le cycle de contamination une nette différence est observée entre les spécimens témoins et ceux exposés au polluant à différentes concentrations. Ces derniers ont montré de faibles gains en poids et cela jusqu'à la fin du cycle de contamination.

III-1-2-2- Ration maximale Rmx :

dans les milieux contaminés la diminution de l'ingestion limite la capacité d'une espèce à maximiser sa prise énergétique, la conduisant à une conversion réduite de l'énergie (Amiard et al., 2008). Selon (Hansen et al., 2004) l'inhibition de la croissance est principalement due à la réduction de la conversion de l'énergie alimentaire en biomasse.

III-1-2-3. Ration quotidienne de maintenance Rmt :

Cette diminution de la maintenance peut être expliquée par le fait que la tolérance et la capacité des organismes à faire face aux stress auxquels ils sont exposés dans leur environnement nécessite une dépense supplémentaire de l'énergie allouée à la défense et cela par un système de compensation vis-à-vis des autres besoins énergétiques le plus souvent ceux alloués à la croissance puis ceux alloués à la reproduction (**Lagadic et al, 1997; Amiard et al, 2008**).

Les différents groupes de test sont soumis aux mêmes conditions expérimentales, les différentes mesures à savoir le GPJ, Rmx, Rmt relevées le long du cycle de contamination seraient donc le résultat direct de l'effet du polluant (Oxyfluorène) sur les spécimens contaminés.

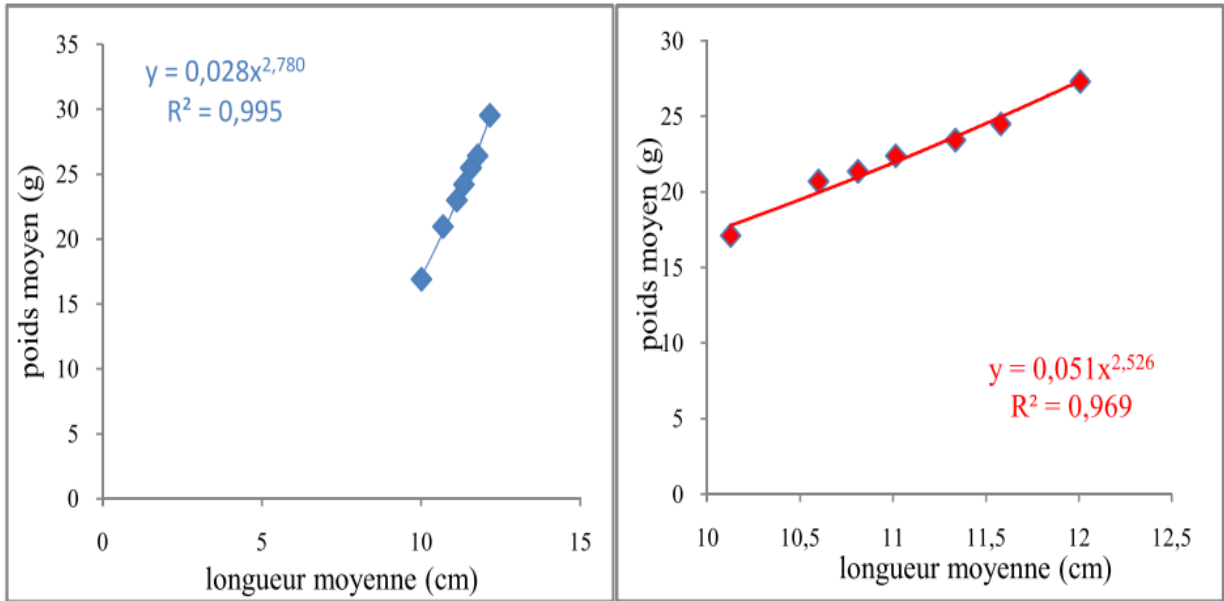
Par ailleurs, et durant le cycle de décontamination, les paramètres énergétiques mesurés chez les individus témoins restassent toujours supérieurs à ceux enregistrés chez les spécimens détoxiqués. En fin, ils ont constatés que le rétablissement de l'équilibre de la balance énergétique semble être lent et la durée de détoxification resta probablement insuffisante pour que les poissons puissent reprendre leur état d'équilibre énergétique.

III-1-3- Étude de l'effet du polluant sur la biométrie :

Les indices biométriques offrent un grand intérêt pour évaluer les effets chroniques des pollutions.

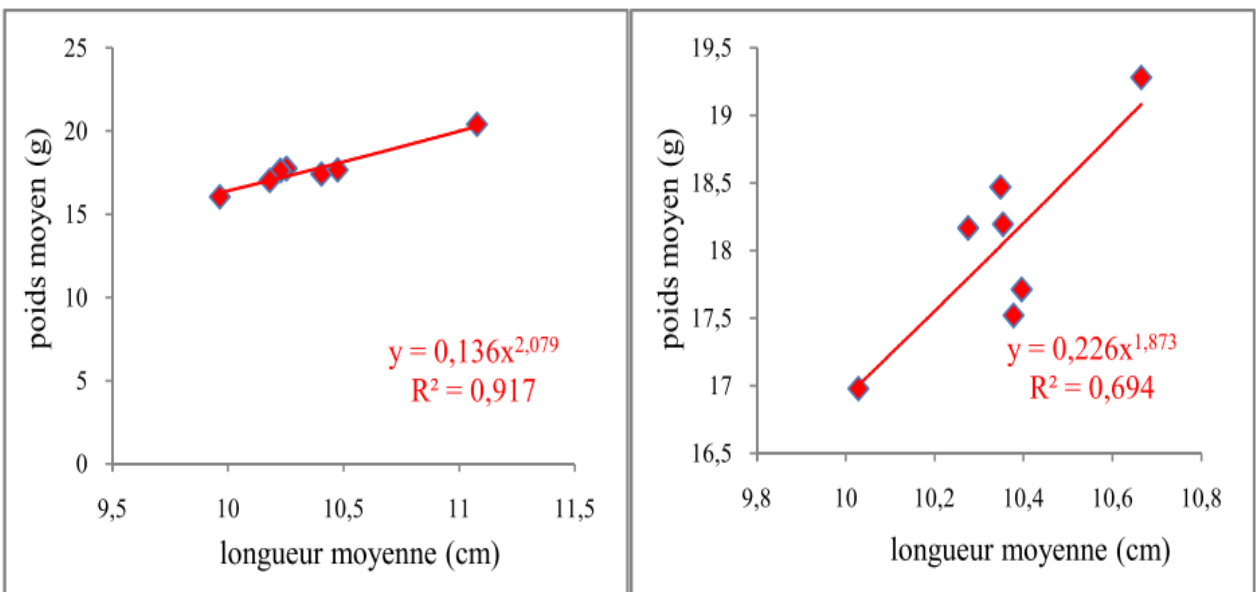
Les plus usuels sont les relations : taille-poids (condition) et les indices somatique RHS et RGS (**Dongmeza et al., 2006; Kojadinovic et al., 2006; Benjamin et Handy ,2006; Ferit et al., 2006; Houck et Cech, 2004;Roche et al., 2003**).

Chapitre III: Résultats et Discussion



(A)

(B)



(C)

(D)

Figure 7: Relation taille (L) - Poids (P) des tilapias pour les quatre groupes de test. (Tidafi & Bekhti, 2019)

(A): groupe témoins ; (B) : groupes contaminés par C1 ;

(C) : groupes contaminés par C2 ; (D) : groupes contaminés par C3.

Chapitre III: Résultats et Discussion

D'après la figure (7), il est constaté que les individus tilapia témoins gardèrent une croissance toujours isométrique.

L'effet de l'oxyfluorène étant très clair en considérant la variation des valeurs de l'indice k qui diminue proportionnellement avec le gradient concentration.

La figure (7) confirme encore le résultat ainsi discuté. Une nette différence de croissance entre les tilapias témoins et les tilapias exposées à l'oxyfluorène est relevée.

La faible concentration en oxyfluorène (C1) semble avoir un effet modéré par rapport aux concentrations C2 et C3.

Ces différences de croissance dans un groupe de poissons ayant presque un même poids initial peuvent s'expliquer par le comportement face à l'aliment et/ou la génétique (**Sumpter et Jobling, 1995**) et au stress dû à l'exposition au polluant. Selon, (**Agbohessi et al., 2014**), la différence de croissance chez le poisson chat est fortement affectée par l'exposition aux pesticides, quels que soient le type de pesticide et la dose testée.

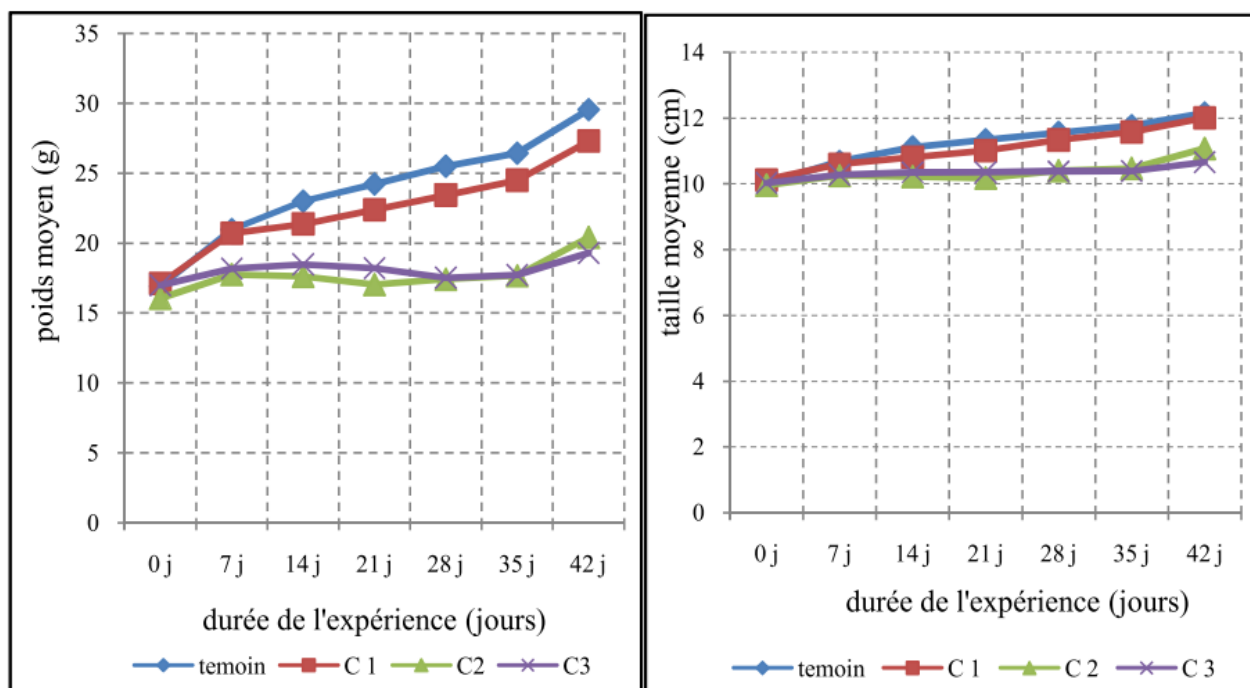


Figure 8: Évolution des poids moyens (Pm) et taille moyenne (Lm) des tilapias rouges durant la période d'étude. (Tidafi & Bekhti, 2019)

Chapitre III: Résultats et Discussion

En effet une diminution de la condition peut être due au déséquilibre de la balance énergétique associée à l'exposition au xénobiotique 'oxyfluorène', sachant que, chez tous les organismes vivants, l'ensemble des processus biochimiques et physiologiques est étroitement dépendant de la quantité d'énergie disponible au niveau cellulaire.

Aucune corrélation n'est relevée entre le RGS et les concentrations testées en Oxyfluorène. Aussi, les variations en fonction du temps sont très variables soit en présence ou absence du polluant.

Par ailleurs, la dose en polluant et la durée d'exposition n'avaient pas un effet significatif sur le RHS.

Les paramètres biométriques mesurés chez les poissons se sont révélés simples à utiliser dans notre étude.

Cependant ce type d'indices n'est pas considéré comme un biomarqueur au sens strict de la définition. Ils ont été mesurés en première intention car ils sont simples à réaliser, de faible coût et peuvent fournir des informations sur l'impact potentiel des polluants (**Fernandes et al., 2006; Kosmala,1998; Roche et al., 2003**).

III-1-4- Résultats des analyses biochimiques :

III-1-4-1- L'activité catalase :

En général, une augmentation de l'activité CAT est observée chez les individus exposés à l'oxyfluorène.

Comparativement aux individus témoins, ces derniers n'ont montré aucun changement significatif de leur activité CAT et cela le long du cycle expérimental.

Du 7ème au 21ème jour d'exposition à l'oxyfluorène, la concentration C3 semble avoir un effet inhibiteur sur l'enzyme antioxydante CAT.

L'induction CAT sous l'effet de la concentration C2 est proportionnelle avec la durée d'exposition.

Le maximum d'activité CAT est atteint à la fin du cycle de contamination 21j.

Chapitre III: Résultats et Discussion

Par ailleurs, les activités CAT mesurées chez les poissons détoxifiés des concentrations C1, C2, et C3, restèrent identiques à celles relevées à la fin du cycle de contamination.

Au 35^{ème} jour de l'expérience (14^j de décontamination) l'activité CAT des groupes C2 et C3 se rapprocha à celle des témoins, nonobstant, les valeurs relevées à la fin du cycle de décontamination démontrent la non réversibilité des mécanismes physiologiques pour le retour à l'homéostasie. Le résultat étant le signe d'une contamination précédente.

III-1-4-2- La protéase :

Le dosage de l'activité protéase dans l'intestin des poissons mit en évidence une diminution d'activité de l'enzyme digestive chez les individus exposés au xénobiotique (Oxyfluorène) aux différentes concentrations atteignant des activités inférieures à celles mesurées chez les témoins et ce le long du cycle de contamination.

Par ailleurs, une synthèse des résultats expérimentaux regroupés par (Amiard et al,2008), donne des exemples d'inhibition de différentes enzymes digestives de différents organismes aquatiques exposés aux polluants métalliques et organiques y compris la contamination mixte.

III-2- Indices biométriques et paramètres de croissance du tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) exposé aux pesticides agricoles dans les retenues d'eau du Nord-Bénin (Imorou Toko et al., 2018)

Les retenues d'eau constituent généralement les réceptacles finaux des pesticides agricoles utilisés dans le bassin cotonnier béninois. La présente étude vise à étudier l'état de santé des poissons dans ces milieux à partir des indices biométriques et des paramètres de croissance. Ainsi, des alevins de *Oreochromis niloticus* y ont été élevés en enclos et en happas durant 50 jours à Batran et à Songhai (témoin).

Dans chaque retenue d'eau (Songhai et Batran), le dispositif expérimental est composé de 3 happas et 3 enclos. Les happas et les enclos sont des poches fabriquées au moyen de filet de pêche de 1 cm de maille, fixés chacun sur des tubes métalliques installés aux quatre côtés de chaque poche et solidement enfoncés dans la vase. Les happas se différencient des enclos par le fait qu'ils ne permettent pas aux poissons d'avoir accès au sédiment, tandis que dans les enclos les poissons ont accès au sédiment du fait que leur base repose sur la vase de fond.

III-2-1- Résultats :

Chapitre III: Résultats et Discussion

Indices biométriques d'O. Niloticus dans les retenues d'eau de Songhaï et de Batran :

➤ **Indice gonado-somatique (IGS) :**

Chez les mâles, l'IGS n'a pas révélé de différences significatives ($p > 0,05$) entre les poissons élevés en enclos et en happas, aussi bien à Songhaï ($0,63 \pm 0,0\%$ et $0,74 \pm 0,04\%$) respectivement en enclos et en happas) qu'à Batran ($0,62 \pm 0,11\%$ et $0,63 \pm 0,07\%$), Respectivement en enclos et en happas).

Cependant dans les deux milieux, on a observé chez les mâles capturés en eau libre des IGS plus faibles ($p < 0,05$) que ceux obtenus chez les poissons élevés dans les infrastructures (enclos et happas).

Chez les femelles, les IGS des poissons élevés en happas ($4,10 \pm 0,01\%$ à Songhaï et $4,25 \pm 0,33\%$ à Batran) sont plus élevés ($p < 0,05$) que ceux obtenus chez les poissons maintenus en enclos ($1,86 \pm 0,05\%$ à Songhaï et $2,29 \pm 0,61\%$ à Batran) . A Songhaï on n'observe pas de différences significatives entre l'IGS des femelles élevées en enclos

Comparativement à celles capturées en eau libre ; cependant à Batran, cette différence s'est révélée significative avec des IGS plus faibles obtenus chez les femelles capturées en eau libre.

➤ **Indice hépato-somatique (IHS) :**

Les IHS des poissons élevés dans les infrastructures (enclos et happas) sont plus élevés ($p < 0,05$) que ceux obtenus chez les poissons capturés en eau libre dans les deux retenues d'eau.

La même tendance observée chez les mâles a été observée chez les femelles dans la retenue d'eau de Batran .

Cependant à Songhaï, des différences significatives ont été observées avec des IHS plus élevés obtenus chez les poissons élevés en happas et plus faibles chez ceux capturés en eau libre.

➤ **Indice de condition (K) :**

Chez les mâles, l'indice de condition a varié de la même manière que l'IGS et l'IHS aussi bien à Songhaï qu'à Batran . On observe donc pas de différences significatives entre les poissons élevés en enclos et ceux en happas ($p > 0,05$), qui présentent par contre des indices de

Chapitre III: Résultats et Discussion

condition meilleurs ($p < 0,05$) à ceux capturés en eau libre dans les deux retenues d'eau. Ces mêmes tendances ont été observées chez les femelles aussi bien à Songhaï qu'à Batran

III-2-2- Discussion :

Les meilleures performances de croissance observées chez les poissons élevés dans la retenue d'eau de Songhaï comparativement à celle de Batran (en enclos comme en happas) pourraient bien refléter l'état de santé des poissons dans ces deux milieux. En effet, pour la durée de l'essai, la différence de croissance des poissons dans ces deux retenues résulterait de la diminution de l'efficacité d'utilisation des aliments, induite notamment par la présence de résidus de pesticides agricoles, dans la retenue de Batran (Agbohessi et al., 2014 ; Agbohessi et al., 2015a).

En effet, plusieurs études ont révélé que l'IGS des poissons dans des milieux pollués sont faibles comparativement à ceux des poissons capturés dans des milieux moins pollués

Chez les poissons, une diminution de l'IHS est la preuve de lésions hépatiques causées par des polluants chimiques tels que les pesticides.

Les faibles indices de condition (K) obtenus dans la retenue de Batran comparativement à celle de Songhaï pourraient aussi être liés au degré de pollution en pesticides dans les deux milieux.

Selon Laflamme et al. (2000), l'indice de condition du poisson est négativement affecté par la contamination environnementale.

III-3- Les effets de l'herbicide oxyfluorène sur les activités des enzymes antioxydantes comme la catalase, ont été évaluées dans des eaux douces *Oreochromis niloticus*. (Peixoto et al., 2006).

Ceux-ci ont été déterminés dans le foie de tilapia exposé à des concentrations sublétales (0,3 et 0,6 mg / L à 7, 14 et 21 jours de exposition. Cette étude a également analysé les effets de l'oxyfluorène sur le profil des acides gras totaux. Les résultats ont montré que l'activité CAT était plus élevée chez le tilapia exposé à l'oxyfluorène aux jours d'échantillonnage, sauf à la concentration la plus élevée après 21 jours.

III-3- 1- Résultats

Chapitre III: Résultats et Discussion

Activité CAT (Fig.3) ont montré une augmentation significative à tous les jours de l'exposition à l'oxyfluorène, Sauf au 21 jour la concentration (0.6mg/L)

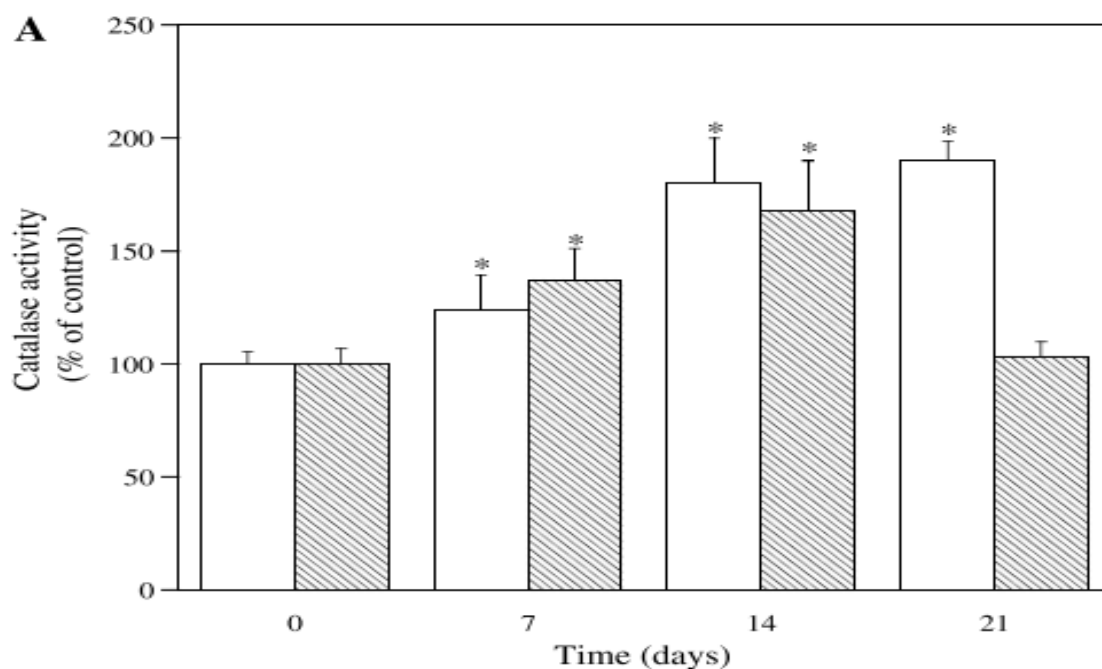


Figure 9 : Étude de l'effet de l'oxyfluorène sur l'activité de la catalase dans le foie d'*Oreochromis niloticus*. (Peixoto et al., 2006)

III-3-2- Discussion :

Cependant, il est connu que l'exposition des organismes aquatiques à oxyfluorène peut conduire à sa bioaccumulation dans le foie.

Les CAT sont des enzymes qui éliminent le peroxyde d'hydrogène qui est métabolisé en oxygène et en eau.

Le tilapia traité avec de l'oxyfluorène présentait des niveaux de CAT plus élevés aux jours d'échantillonnage, bien que aucun effet n'a été trouvé chez les poissons exposés à la concentration la plus élevée au jour 21 par rapport au témoin

III-4-Stress oxydatif chez les poissons d'eau douce, *Labeo rohita* comme biomarqueur de l'exposition au malathion (Patil & David, 2013)

III-4-1- Résultats

Chapitre III: Résultats et Discussion

Cette étude a examiné l'effet de pesticides organophosphorés (malathion) létal (4,5 $\mu\text{g} / \text{l}$) et sublétales (0,45 $\mu\text{g} / \text{l}$) sur les réponses au stress oxydatif du poisson comestible d'eau douce, *Labeo rohita*. Les poissons ont été exposés à des périodes létales (1 à 4 jours) et sublétales (1, 5, 10 et 15 jours). Dans la présente étude, l'activité de la catalase et de la protéase

III-4-2-Discussion :

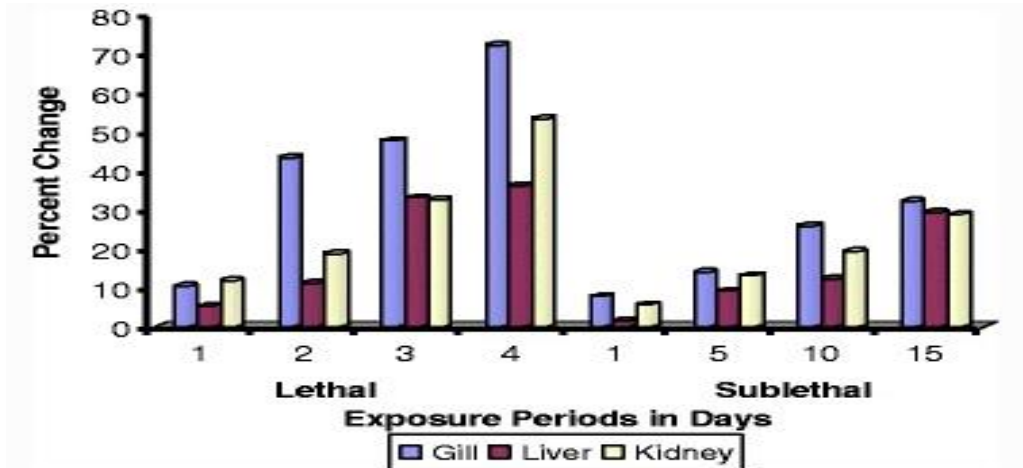


Figure 10: augmentation de l'activité catalase par rapport au contrôle après l'exposition à des concentrations substances létales et sublétales de malathion. (Patil & David, 2013)

- Pourcentage d'augmentation par rapport au contrôle de l'activité de la catalase dans les tissus de *L. rohita*, suite à une exposition à des concentrations létales et sublétales de malathion

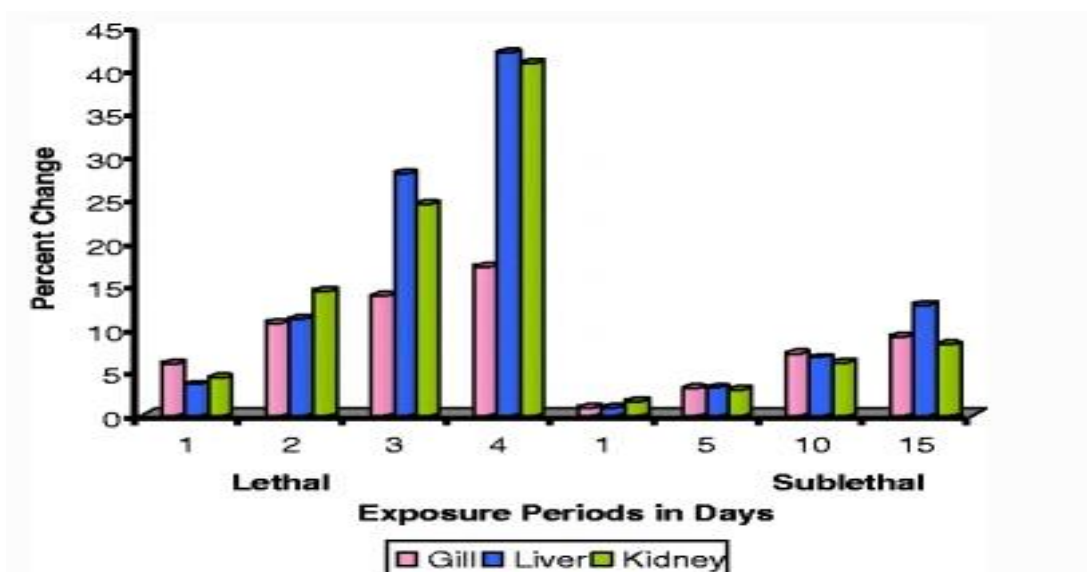


Figure 11 : augmentation de l'activité protéase par rapport au contrôle après l'exposition à des concentrations substances létales et sublétales de malathion. (Patil & David, 2013)

- Pourcentage d'augmentation par rapport au contrôle de l'activité protéase dans les tissus de *L. rohita*, suite à une exposition à des concentrations létales et sublétales de malathion

III-5- Comparaisons :

III-5-1- Comparaison des paramètres biochimiques (la catalase et la protéase) :

➤ La catalase :

-Une augmentation de l'activité CAT est observée chez les individus exposés à l'oxyfluorène. Comparativement aux individus témoins, Du 7^{ème} au 21^{ème} jour d'exposition à l'oxyfluorène, la concentration (0,5 MG/L) semble avoir un effet inhibiteur sur l'enzyme antioxydante CAT. (Tidafi & Bekhti, 2019)

-Activité CAT ont montré une augmentation significative à tous les jours de l'exposition à l'oxyfluorène ;Sauf au 21 jour la concentration (0.6 mg /l) semble avoir une effet inhibiteur sur l'activité de catalase(Peixoto et al., 2006)

-L'activité de la catalase a augmenté au cours des périodes expérimentales et est probablement une réponse au stress toxique et sert à neutraliser l'impact de l'augmentation de la génération de ROS (Patil & David, 2013)

➤ la protéase :

-Une diminution d'activité de l'enzyme digestive (la protéase) chez les individus exposés au xénobiotique (Oxyfluorène) aux différentes concentrations atteignant des activités inférieures à celles mesurées chez les témoins et ce le long du cycle de contamination (Tidafi & Bekhti, 2019)

-Augmentation de l'activité protéasechez les individue exposé au (malathion) suite à une exposition à des concentrations létales et sublétales (Patil & David, 2013)

III-5-2- Comparaison des paramètres biométriques :

Chapitre III: Résultats et Discussion

➤ Selon les études effectuées par (**Tidafi & Bekhti, 2019**)

-Une diminution de la condition associée à l'addition de la concentration d'oxyfluorène.

-Aucune corrélation n'est relevée entre le RGS et les concentrations testées en Oxyfluorène.

- la dose en l'oxyfluorène et la durée d'exposition n'avaient pas un effet significatif sur le RHS.

➤ Selon les études effectuées par (**Imorou Toko et al., 2018**)

-Chez les mâles, l'IGS élevée par rapport les femmes et dans les milieux moins contaminé (Songhaï) que les milieux plus contaminé (batran).

IGS en eau libre plus faibles que ceux obtenus chez les poissons élevés dans les infrastructures (enclos et happas).

-La même tendance d'IHS observée chez les mâles a été observée chez les femelles.

IHS élevée dans les milieux moins contaminé (Songhaï) que les milieux plus contaminé (batran).

Les IHS des poissons dans les infrastructures (enclos et happas) sont plus élevés que ceux obtenus chez les poissons capturés en eau libre

-Chez les mâles, Indice de condition (K) élevée par rapport les femmes et dans les milieux moins contaminé (Songhaï) que les milieux plus contaminé (batran).

Et dans les infrastructures (enclos et happas) sont plus élevés que ceux obtenus chez les poissons capturés en eau libre

Conclusion
Et perspectives

Conclusion

Ce présent travail a été réalisé dans le but d'étudier l'impact écotoxicologique des pesticides sur les milieux aquatiques et d'exploiter les outils biologiques (bioindicateurs, biomarqueurs) qui sont connus par leurs capacités à refléter l'état des écosystèmes et à identifier les problèmes et les risques encourus par ceux-ci, ainsi que d'évaluation de l'état sanitaire des milieux aquatique.

Les poissons et surtout le tilapia sont largement utilisés, pour la surveillance des milieux aquatiques, en raison de sa grande sensibilité à la détection des effets nocifs des différents pesticides comme (l'oxyfluorène, malathion....) sur trois niveaux : physico-chimique, biométrique, bioénergétique et biochimique.

D'après nos résultats, il ressort que :

➤ **Pour les paramètres bioénergétiques :**

Un faible gain en poids et cela jusqu'à la fin du cycle de contamination.

Les milieux contaminés limitent la capacité d'une espèce à maximiser sa prise énergétique et une diminution de la maintenance face aux stress.

➤ **Pour les paramètres biométriques :**

Une diminution de la croissance chez les groupes contaminés par rapport au témoin. C'est le résultat direct d'un déséquilibre de la balance énergétique et de la diminution de la prise alimentaire, liée à l'effet de l'oxyfluorène

Une diminution de la croissance observée chez les poissons élevés dans la retenue d'eau de Batran (plus contaminé) comparativement à celle de Songhaï (moins contaminée) pourrait bien refléter l'état de santé des poissons dans ces deux milieux

En effet, plusieurs études ont révélé que les Indices gonado-somatiques (IGS), Indice hépato-somatique (IHS) et Indice de condition (K) des poissons dans des milieux pollués sont faibles comparativement à ceux des poissons capturés dans des milieux moins pollués, pourraient aussi être liés au degré de pollution en pesticides dans les deux milieux.

➤ **Pour les paramètres biochimiques :**

Une augmentation de l'activité CAT est observée chez les individus exposés à l'oxyfluorène (dans une période aigue ou chronique) et le même résultat observé pour le pesticide malathion.

Conclusion

Une perturbation (augmentation ou diminution) d'activité de l'enzyme digestive protéase chez les individus exposés aux xénobiotiques Oxyfluorène ou malathion.

En conclusion, en plus d'affecter la condition générale des poissons, les pesticides et autres polluants agricoles ont des effets non négligeables sur plusieurs systèmes ; Ils affectent le **métabolisme hépatique et énergétique, le système d'osmorégulation et le système hormonal.**

*Références
bibliographique*

Références bibliographiques

A

- AARAB, N.** (2004). *les biomarqueurs chez les poissons et les bivalves: de l'exposition de l'exposition à l'effet et du laboratoire au terrain*. Thèse de doctorat, l'université de Bordeaux1.p 276
- ABED, F., & BELOUFA, F.** (2019). *Qualité nutritionnelle du Tilapia rouge (Oreochromis sp) nourri par deux aliments expérimentaux*. mémoire de master, Université Abdelhamid Ibn Badis-Mostaganem. p22
- Agbohessi TP.** 2014. Impact des pesticides agricoles sur le développement et la régulation du système reproducteur, le statut hépatique et la croissance des poissons dans le bassin cotonnier béninois. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Université de Namur, Belgique, p.307.
- Agbohessi TP, Imorou Toko I, Ouédraogo A, Jauniaux T, Mandiki SNM, Kestemont P.** 2015a. Assessment of the health status of wild fish inhabiting a cotton basin heavily impacted by pesticides in Benin (West Africa). *J. Science of the Total Environment*, 506-507: 567-584. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.11.047
- Aldoghachi, M. A. J., Rahman, M. M., & Yusoff, I.** (2016). *ACUTE TOXICITY AND BIOACCUMULATION OF HEAVY METALS IN RED TILAPIA*. *The Journal of Animal & Plant Sciences*. 26(2), 507–513.
- Ambre VAN CAM.** (2009). *La pisciculture en Polynésie française : étude bibliographique et expérimentale des maladies et de leur gestion sanitaire* La pisciculture en Polynésie française : étude bibliographique et expérimentale des maladies et de leur gestion sanitaire. Thèse de doctorat. l'Université Claude-Bernard Lyon 1. 1(92).
- Amiard, Jean-Claude., & Amiard-Triquet.** (2008). *Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques*. Ed (Tec et Doc). 978-2-7430-1017-1
- Amoussou, T. O., Toguyeni, A., Toko, I. I., Chikou, A., & Abdou, Y.** (2016). *Biological and zootechnical characteristics of African tilapias Oreochromis niloticus (Linnaeus , 1758) and Sarotherodon melanotheron Rüppell , 1852 : a review*. 10(August), 1869–1887.
- Analbery, M.** (2004). *Biologie, écologie et pêche de Hemiramphus brasiliensis*. Thèse de doctorat de l'université de Bretagne 61-123.
- Atli, G., Alptekin, Ö., Tükel, S., & Canli, M.** (2006). *Response of catalase activity to Ag+, Cd2+, Cr6+, Cu2+ and Zn2+ in five tissues of freshwater fish Oreochromis niloticus*. *J. Iranian Neuroscience Society*. 143, 218–224.

B

- Barillet, S.** (2008). *Toxicocinétique , toxicité chimique et radiologique de l ' uranium chez le poisson zèbre (Danio rerio)*. Thèse de doctorat. université Paul Verlaine de Metz.1-457
- Barriuso.E, Calvet.R, Bedos.C, Benoit.P, Charnnay.M, & P, C.** (2005). *Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales*. Editions France Agricole, Paris, 637 p.

Références bibliographiques

- Baudin, B. (2020).** Dossier scientifique Stress oxydant et protections antioxydantes. *RFL Revue Francophone Des Laboratoires*, 2020(522), 22–30.
- Bélanger, D., (2009).** *Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier.* Thèse de doctorat, Faculté des sciences université de SHERBROOKE. Québec, Canada.
- Belaïd, M. (2013).** Powered by TCPDF (www.tcpdf.org) 1 / 1. How Languages Are Learned, 12(1), 27–40.
- Benjamin J. Shaw., Richard D. Handy., 2006.** Dietary copper exposure and recovery in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquatic Toxicology*. 76, 111–121. Elsevier.
- Bérard, A., & Leboulanger, C. (2002).** *La méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) appliquée aux communautés algales : intérêt comme outil de diagnose et d 'évaluation du risque écotoxicologique en milieu aquatique.* La presse de l'Université de Cambridge. 38(3), 247–261.
- Bony, Y. K., Konan, F. K., Kouassi, C. N., & S Traoré. (2014).** *Paramètres environnementaux du grossissement de Oreochromis niloticus (Linne, 1758) (cichlidae, perciformes) en association avec le riz Djoukèmin (Oryza sativa) en étang.* UFR Environnement. Université Jean Lorougnon Guédé, Côte d'Ivoire.

C

- Celik, E. (2012).** Tilapia Culture Review. *Dissertation Submitted in Partial Fulfilment of the Requirements for the Degree of Master of Science in Aquaculture*, 78.
- Chapman, F. A. (2000).** *Culture of Hybrid Tilapia: A reference profile.* Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. 1–5.
- Chemlal-Kherraz. (2013).** Isolement et identification phénotypique des bactéries lactiques isolées du Tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*) et mise en évidence de leur potentiel probiotique. Thèse de doctorat. Université d'Oran. 217.
- Chocat, B. (2014).** Y-a-t-il trop de pesticides dans les milieux aquatiques ?. MéliMélo. INSA Lyon. 1-24.

E

- El-Sayed, A.-F. M. (2020).** Tilapia Culture. In *Tilapia Culture. Elsevier.* (2nd ed.). 21-31

F

- Fabien, L. (2011).** *INVAQUA : Prédiction de l 'établissement des espèces exotiques dans les milieux aquatiques : vers une anticipation des invasions biologiques Annexes. Action 7,* 1–131.
- FAO. (2010).** Caractéristiques , structure et ressources du secteur. 2004, 1–14.
- FAO. (2014).** *Code de conduite international sur la gestion des pesticides.* Organisation Mondiale de la Santé. 1-58.
- FAO. (2018).** *LA SITUATION MONDIALE DES PÊCHES ET DE L'AQUACULTURE.* l'état

Références bibliographiques

de monde.1-32

FAO. (2018). Le Développement De L'Aquaculture En Algérie En Collaboration Avec La Fao – Bilan 2008-2016 (Vol. 1176).

FAO. (2018). Session 1 Junhong XIA The biology and culture status worldwide of tilapia.

Favier, A. (2006). *Stress oxydant Stress oxydant et pathologies humaines*. Elsevier. 390–396.

Flammarion, P. (2002). Écotoxicologie aquatique: Intérêts et limites des variables biologiques. *Environnement, Risques et Sante*, 1(5–6), 289–298.

Francis Marsa. (2007). Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes aquatiques. *Journal of Chemical Information and Modeling*.

G

Gandar, A. (2015). *Réponse aux stress multiples chez les poissons : effets croisés de la température et des cocktails de pesticides*. thèse de doctorat. Université de Toulouse.1-311.

Gareau Priscilla, Gariépy Annie, G. S., & Rasmussen, P. (1999). La problématique de la pollution agricole : ses impacts sur la santé des cours d'eau et sur la santé humaine. *Mauricie. l'agriculture biologique au Québec*. 819, 1–75.

GOUARH KALTOUM MEFLAH SAKINA. (2018). Introduction de *Panicum virgatum* dans l'alimentation de tilapia rouge. mémoire de master. université Kasdi Merbah Ouaregla.

Gutiérrez, A., & Reaser, J. (2005). *Linkages Between Development Assistance and Invasive Alien Species in Freshwater Systems in Southeast Asia. USAID Asia and Near East Bureau, Washington*.1-95.

H

Hansen J.A., Lipton J., Welsh P.G., Cacela D., 2004. Reduced growth of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed a live invertebrate diet pre-exposed to metal-contaminated sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23, 1902-1911.

I

INERIS. (2014). OXYFLUORFENE – n ° CAS : 42874-03-3. 1–27.

International, C., & Ii, E. (2017). LES PESTICIDES, CONSEQUENCES SUR LA SANTE ET LES ECOSYSTEMES. jolpress. Fiche-pesticide-cpie. France.

K

Konan. K. S. 2013. Biologie et pêche des poissons capitaines : *polydactylus quadrafilis*, *Galeoides decadactylus* et *pentanemus quinqarius* de la pêche artisanale maritime de Grand-Lahou, Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat de l'Université Nangui Abrogoua. 184p.

Références bibliographiques

Kojadinovic Jessica., Michel Potier., Matthieu Le Corre., Richard P. Cosson., Paco Bustamante., 2006. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environmental Pollution* 1-19. Elsevier.

Kosmala A., 1998. Evaluation écotoxicologique de l'impact des effluents de stations d'épuration sur les cours d'eau : intérêt d'une approche intégrée. Thèse de doctorat, université Metz, 189 p.

Kristiana, V., Mukti, A. T., & Agustono. (2020). Increasing growth performances of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) by supplementation of noni morinda citrifolia fruit extract via diet. *AAFL Bioflux*, 13(1), 159–166.

L

La flamme LS, Couillard Y, Campbell PGC, Hontela A. 2000. Interrenal metallothionein and cortisol secretion in relation to Cd, Cu, and Zn exposure in yellow perch, *Perca flavescens*, from Abitibi lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(8): 1692-1700.

Lagadic Laurent., Caquet Thierry., Amiard Jean-Claude., Ramade François., 1998. Utilisation des Biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Edition Tec et Doc Lavoisier Paris, ISBN : 2-7430-0230-1.

Lazard, J. (2009). La pisciculture des tilapias. *Cahiers Agricultures*, 18(2), 174–182.

Lundberg, I., Kreuger, J., & Jhonson, A. (1995). *Pesticides et eaux de surface : étude sur la situation concernant la pollution des eaux de surfaces par des résidus des pesticides dans les pays nordiques, en Allemagne et aux Pays-Bas, et les problèmes associés à la contamination par les pesticides* (Edition Co).

M

MEKNACHI, A. (2010). *UTILISATION DU POISSON TILAPIA OREOCHROMIS NILOTICUS ET LA MOULE MYTILUS GALLOPROVINCIALIS COMME BIOINDICATEURS DU NIVEAU DE POLLUTION PAR LES METAUX TRACES : MODELISATION DE LA BIOACCUMULATION. MEMOIRE DE MAGISTER. UNIVERSITE DE SAAD DAHLAB DE BLIDA. 1-217.*

M. El-Sayed, A. F. (2006). Tilapia culture in salt water: environmental requirements, nutritional implications and economic potentials. *Avances En Nutrición Acuicola VIII*, 95–106.

Monteiro, P. (2015). A biotechnology perspective of fungal proteases. *Braz. J. Microbiol.*, vol.46 no.

N

Nevin, Üner., Elif Özcan, Oruç., Yusuf, Sevgiler., Nesli, Şahin., Hülya, Durmaz., Demet, U. (2006). «Effects of diazinon on acetylcholinesterase activity and lipid peroxidation in the brain of *Oreochromis niloticus*» *Environmental Toxicology and Pharmacology*. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 21 (2006) 241–245.

Références bibliographiques

Ndiaye, A. (2012). Réponses du tilapia *Sarotherodon melanotheron* aux stress multiples (salinité et contaminants chimiques): approche multi-paramétrique. thèse de doctorat. Montpellier. France.227.

Niemann, E. (2008). Impact des infrastructures linéaires de génie civil (cas de la pollution routière et des chantiers routiers) sur les écosystèmes et la biodiversité de la faune et de la flore aquatiques. Rapport. volume II. 1-66.

P

patil,V.K., et David,M.(2013). oxidative stress in freshwater fish, *Labeo rohita* as biomarker of malathionexposure. *environmental monitoring and assessment*,185(12), 10191-10199.

Peixoto, F., Alves-fernandes, D., Santos, D., & Fontainhas-fernandes, A. (2006). *Toxicological effects of oxyfluorfen on oxidative stress enzymes in tilapia *Oreochromis niloticus*. Pesticide Biochemistry and Physiology. F.85, 91–96. Elsevier.*

Popma, T., & Masser, M. (1999). Tilapia Life History and Biology. Souther Regional Aquaculture Center, JOURNAL OF ENTOMOLOGY AND ZOOLOGY STUDIES.605-607.

R

Rabiou IBRAHIM. (2019). Les herbicides en vente au Niger en 2019.RECA Niger. 227, 1–9.

Radha, S. (2012). Development of mutant fungal strains of *Aspergillus niger* for enhanced production of acid protease in submerged and solid state fermentation. *Journal of Experimental Biology*, 2 (5).

Roche. Hélène, Astrid Buet., François Ramade., 2003. Caractéristiques écophysiologiques d'une population d'anguilles de camargue exposée à une pollution clandestine par des polluants organiques persistants. *Rev. Écol. (Terre Vie)*, 58, 2003.

S

Sallam, G. R., Fayed, W. A., El Absawy, M. A., Ali, H. A., & El Greisy, Z. A. (2017). Red Tilapia Broodstocks and Larval Production Under Different Water Salinities Without Acclimation. *Journal of Aquaculture Research & Development*, 08(03).

Sanchez, W., Bado-Nilles, A., & Porcher, J.-M. (2012). *Biomarqueurs chez le poisson : un outil d'intérêt pour le contrôle d'enquête. La Houille Blanche Number 2, Avril 2012, 49–54.*

Sumpter J.P., Jobling S., 1995. Vitellogenesis as a biomarker of eostrogenic contamination of the aquatic environment. *Environ. Health Perspect* 103, 173-178.

T

Tidafi, N., & Bekhti, souheyla. (2019).*Evaluation du stress chez des poissons d ' eau douce : Tilapia rouge (*Oreochromis sp*) exposés à des résidus de pesticide à base de (l'oxyfluorène).* Mémoire de Master.Université de Blida. 1-51.

Références bibliographiques

Toko, I. I., Pelebe, O. E. R., Tonato, R., Guedegba, N. L., & Agbohessi, T. P. (2018). Indices biométriques et paramètres de croissance du tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus , 1758) exposé aux pesticides agricoles dans les retenues d ' eau du Nord -Bénin, Laboratoire de Recherche en Aquaculture et Ecotoxicologie Aquatique (LaRAEAq), Faculté d'Agronomie (FA), Université de Parakou (UP), Bénin.. 12(June), 1401–1414.

V

Vicens, F. (2015). Indicateurs biologiques chimique en santé au travail dans la prévention du risque d'effets précoces. Leur utilisation dans la prévention du risque chimique en santé au travail. *Revue Références en santé au travail.* 23–33.

W

Watanabe, W. O., Ernst, D. H., Olla, B. L., & Wicklund, R. I. (1989). *Aquaculture of red Tilapia (Oreochromis sp.) in marine environments state of the art.* J. REASEARCHGATE. 488-498.

Y

YOUNG, J. A., & MUIR, J. F. (2002). Perspectives Tilapia: Both Fish and Fowl? *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9), 1689–1699.

Annexes

Annexe

Matériels non biologiques :



Aquariums en verre



Thermomètre



pH-mètre



Bacs de dissection



creusets



Epuisette



Four à moufle



Trousse à dissection



tubes à essais



Balance de précision



dessiccateur



ichtyomètre



Agitateur/plaque chauffante



Centrifugeuse



bain Marie

Réactifs et solution chimiques :

➤ Dosage de l'azote ammoniacal :

- Réactif (1) : Solution de phénol-Nitroprussiate de sodium (eau distillée, 35g de phénol, 400mg de Nitroprussiate de sodium pour 1litre) ;
- Réactif (2) : Solution alcaline d'hypochlorite (280g de citrate trisodique, 22g de soude, solution d'hypochlorite de sodium correspondant à 1,4g de chlore soit 44ml d'une solution à 10° de chlore).

➤ Dosage des nitrites :

- Réactif (3) : Solution de Sulfanilamide (eau distillée, 5g de Sulfanilamide, 50ml d'acide chlorhydrique d=1,18 pour 500ml).
- Réactif (4) : Solution de N-Naphthyléthylène-diamine (eau distillée, 0,5g dichlorohydrate de N-Naphthyléthylène-diamine Dosage de phosphore
- Réactif (5) : solution de molybdate d'ammonium (eau distillée 500ml,15g de paramolybdate d'ammonium).
- Réactif (6) : acide sulfurique (140ml d'acide sulfurique (densité=1.84) +900ml d'eau distillée).
- Réactif (7) : solution d'acide ascorbique (54g d'acide ascorbique ,500 ml eau distillée).
- Réactif (8) : solution d'oxytartrate de potassium et d'antimoine (0, 34g d'oxytartrate de potassium et d'antimoine, 250ml eau distillée)