

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة محمد الصديق بن يحيى - جيجل

Université Med-SeddikBenyahia-Jijel

كلية علوم الطبيعة و الحياة و العلوم الطبيعية و البيئية

Département des Sciences de l'Environnement

قسم علوم المحيط و العلوم الفلاحية

Et des Sciences Agronomiques



Mémoire de Fin d'étude

En vue de l'obtention du diplôme **master Académique**

Filière : Hydrobiologie marine et continentale

Option : Ecosystèmes aquatiques

Thème

*Contribution à l'évaluation de la féminisation des poissons males sous l'effet de pollution des écosystèmes aquatiques par les perturbateurs endocriniens
« Review »*

Jury:

Présidente : Dr. DERDOUKH W.

Examineur : Dr. MOHDEB R.

Encadreur : Dr. HABILA S.

Présenté par :

- DJEMAOUNI Manel
- SAIDOUNI Asma

Année universitaire : 2019/2020



Remerciement

*** Avant tout nous remercions le bon dieu tout puissant qui nous a donné la force et le courage pour être ici ce jour là.*

*** Nous tenons à remercier notre encadreur Dr Habila safia pour sa patience sa disponibilité et ses conseils toujours efficaces.*

**** Nous tenons de remercier l'ensemble des membres du jury qui nous ont fait l'honneur en jugeant notre modeste travail.*

**** Nous remercions également tous les personnels qui ont contribué de loin ou de près dans notre carrière d'étude*





Dédicace

****Je dédie ce modeste travail à mes parents, mon père Rabah et ma mère Karima ma raison de vivre ma source de bonheur de patience de courage et de toute chose belle dans ma vie qu'Allah vous protège tous les deux.*

****A mes frères Mouad, Yahya et Bilal*

****A ma grande familles mes oncles et mes tantes
mes cousins et mes cousines*

****A mes amies Manel, Salima, Ibtissam, Chahrazad
et wissam.*

****Je le dédie pour toutes les personnes qui m'ont
aidé durant tout mon cursus*

**** Spéciale dédicace pour mon enseignante notre
encadreur Dr HABILA Safia, je vous remercie Dr
pour votre patience et votre tendresse*

Asma





Dédicace

**** A la mémoire de mon héro mon père qu'était toujours fier de ses enfants et de leurs succès. Je te souhaite mon père le paradis eternal*

**** A ma mère la combattante, mon exemple de patience et de sacrifice.*

**** Mon dédicace aussi pour tous mes frères et sœurs qui sont source de bon encouragement et de belles affections, je tien de citer : Linda, Widad, Hayet, Nawel, Ibtissem et Ahlem, sans oublier mes chères nièces "haboubati" Mira et Sadja ainsi que mes belles sœurs Loubna et Dalel*

**** Je dédicace ce modeste travail à toute la famille de loin et de près*

**** A mes amies : Samira, Bouchra, Nadjet, Chahira, Soumia, Wissem et "bnt zami" Chahira, long parcours et bons souvenirs*

**** Je dédie encore ce travail à mon amie ma binome Asma qui était toujours à la hauteur et je la remercie pour sa compétence et ses bons partages*

**** Spéciale dédicace pour mon enseignante notre encadreur Dr HABILLA Safia, je vous remercie Dr pour votre patience et votre tendresse*

Manel



Liste des abréviations	I
Liste des figures	IV
Liste des tableaux	V
Introduction.....	1

Synthèse bibliographique

I. Définition du système endocrinien	3
II. Perturbation de système endocrinien	3
III. Perturbateurs du système endocrinien	4
III.1. Définition des perturbateurs endocriniens.....	4
III.2. Mécanismes d'action des perturbateurs endocriniens	5
III.3. Nature chimique des perturbateurs endocriniens	7
III.4. Produits chimiques industriels synthétiques perturbant le système endocrinien et leurs Effets sur les poissons	10
III.4.1. Les phtalates et bisphénols.....	10
III.4.1.1. Les phtalates.....	10
III.4.1.2. Les bisphénols (BPA).....	11
III.4.2. Les métaux lourds	12
III.4.3. Les pesticides	13
III.4.4. Les produits pharmaceutiques.....	14
III.5. Le comportement des perturbateurs endocriniens dans le milieu aquatique	15
IV. Féminisation des poissons males suite à l'exposition aux perturbateurs endocriniens.....	16
IV.1. Modalités de la contamination des poissons	16
IV.2. Bioaccumulation et le stockage des perturbateurs endocriniens dans les poissons.....	16
IV.3. Hormones stéroïdiens et reproduction chez les poissons	18

IV.3.1. Hormones stéroïdiennes.....	18
IV.3.2. L'action normale de l'hormone stéroïdienne.....	19
IV.3.2.1. Chez la femelle	19
IV.3.2.1. Chez le male	20
IV.4. Mécanisme de féminisation des poissons males	21
Matériel et méthodes	
I. Recherche documentaire	23
II. Critères d'inclusion et d'exclusion	23
Résultats et discussions	
I. Études au laboratoire.....	25
II. Étude <i>in situ</i>	31
II.1. Eau	31
II.2.Sédiments	34
II.3. Poissons	37
Conclusion	43
Références bibliographiques	44

Liste des abréviations

% : Pourcentages

11-KT : 11-kétotestostérone

17-HOP : 17-hydroxyprogestérone

2,4-DCP : 2,4-Dichlorophénol

4-NP : 4-nonylphénol

ADN : Acide désoxyribonucléique

Al : Aluminium

AR : les récepteurs androgènes

ARN : acide ribonucléique

ARNm : Acide ribonucléique messenger

As : Arsenic

BPA : Bisphénol A

BPS : Bisphénol S

CAF : Caféine

Cd : Cadmium

Cd²⁺ : Ion de cadmium

Co : Cobalt

Cr : chrome

Cu : cuivre

CYP17 : Cytochrome P 45017

CYP19 : Cytochrome P 45019

cyp19a1b : Cytochrome P 45019a 1b

DCF : Diclofénac

DDT : Dichlorodiphényltrichloroethane

DEHP : di-2-éthylhexyle

DES : Diéthylstilbestrol

DHP : Dihydroprogesterone

Liste des abréviations

E1 : Estrone

E2 : Estradiol

E3 : Estriol

EE2 : Diéthylstilbestrol

ER : les récepteurs des œstrogènes

er- α : Récepteur des œstrogènes α

Fe : Fer

FSH : Hormone folliculo-stimulante

GnRH : Hormone de libération des gonadotrophines hypophysaires

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

Hg : Mercure

hpf : Heures après fécondation

Jpé : jours après l'éclosion

jpf : Jours après fécondation

LH : Hormone lutéinisante

mg/ L : Milligramme/ litre

Mo : Molybdène

NADPH : Nicotinamide adénine dinucléotide phosphate

ng / g ps : nanogramme/ gramme poids sec

Ni : nickel

nM : Nanomolaire

NP : Nonylphénol

OMS : Organisation mondiale de la santé

OP : 4-tert-octylphénol

Pb : Plomb

PCB : Polychlorobiphényles

PE : perturbateur endocrinien

Liste des abréviations

PFOA : Perfluorooctanoïque

PFOS : Perfluorooctanesulfonat

PG : Prostaglandines

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'environnement

ppar- α : Récepteur activé par les proliférateurs de peroxyosomes α

PPF : Pyriproxyfen

PSE : Les perturbateurs du système endocrinien

RER : Rapport d'expression relative

S1, S2, S3 : Site 1, Site2, Site3

Sn : Étain

SNC : Système nerveux central

SNP : Système nerveux périphérique

T : Testostérone

TBT : Tributylétain

TH : Hormones thyroïdiennes

TIR : Transthyréline (protéine de transport des hormones thyroïdiennes)

TSH : Thyréostimuline (thyroid-stimulating hormone)

Vtg : Vitellogénine

WWF : World WildlifeFund

Zn : Zinc

Zrp : Zona-radiata

$\mu\text{g/L}$: Microgramme/litre

μM : Micromolaire

Liste des figures

Figure 1 : Représentation schématique des principaux sites d'actions des perturbateurs endocriniens	4
Figure 2 : Mécanisme d'action des perturbateurs endocriniens.....	6
Figure 3 : Contamination du milieu aquatique par les produits perturbateurs endocriniens.....	15
Figure 4. Modalités de contamination du poisson par les perturbateurs endocriniens	17
Figure 5 : Activation illégitime du récepteur des œstrogènes	19
Figure 6 : Stimulation hormonale et mécanisme endocrinien naturel chez les femelles.....	20
Figure 7 : Mécanisme ostrogénique et androgénique naturels chez le male.....	21
Figure 8 : Principaux sites d'actions des contaminants sur le système endocrinien	22
des poissons	
Figure 9 : Féminisation des poissons par les perturbateurs endocriniens.....	22

Liste des tableaux

Tableau 1 : Produits chimiques environnementaux ayant une activité de perturbation.....8 endocrinienne.	8
Tableau 2 : Pesticides perturbateurs endocriniens communs et leurs effets.....13	13
Tableau 3 : Etudes qui ont été réalisé au laboratoire sur les poissons.....25	25
Tableau 4 : Résultats des études <i>in situ</i> compartiment eau.....31	31
Tableau 5 : Résultats des études <i>in situ</i> compartiment sédiments.....34	34
Tableau 6 : Résultats des études <i>in situ</i> compartiment poissons.....37	37

Introduction

Les organismes vivants sont exposés quotidiennement à des perturbateurs endocriniens (PEs), c'est-à-dire à des produits naturels comme les phytoestrogènes (génistéine et coumestrol) présents dans l'alimentation humaine et animale ou des produits chimiques de synthèse comme les hormones synthétiques, les alkylphénols (AP), les composés polyhalogènes, le bisphénol A (BPA), les phtalates, les produits pharmaceutiques et les polluants organiques persistants (POPs), y compris les pesticides organochlorés, les biphénylespolychlorés (PCBs) et les dioxines (**Botton et al., 2017; Ismail et al., 2017; Natoli et al., 2019**). Ils sont présents dans les articles de consommation courante ou dans les contaminants environnementaux de l'air, de l'eau ou des aliments. Leurs nombreuses applications sont indissociables du confort moderne : matières plastiques, engrais et pesticides agricoles, pharmacie, cosmétiques... (**Liu et al., 2018**). Ces composés ont la capacité d'interrompre le système endocrinien chez l'homme et chez les organismes vivants (**Krantzberg et Hartley, 2018; De Courten al., 2019 ; Aanchal et al., 2020**). D'après la littérature, l'exposition aux perturbateurs endocriens est responsable de développement de plusieurs maladies tels que les troubles métaboliques, le diabète et l'obésité, les maladies cardiovasculaires (**Zhang et al., 2020**), les cancers hormonaux-dépendants, les maladies autoimmunes (**Giulivo et al. , 2016**), les infertilités et les troubles de reproduction (**Krantzberg et Hartley, 2018; Martín-Pozo et al., 2019 ; Natoli et al., 2019**).

Au cours des dernières décennies, les industries, les systèmes agricoles et les communautés urbaines ont produit des niveaux croissants de contaminants qui ont atteint le milieu aquatique par les rejets d'eaux usées, l'utilisation directe, le ruissellement dans les systèmes d'eau douce ou marins et les processus atmosphériques (**Vulliet et Cren-Olivé, 2011 ; Miccoli et al., 2017**). Entre autre, les perturbateurs endocriniens qui ont attiré l'attention de la communauté scientifique dans les pays développés et en voie de développement. Plusieurs études ont rapporté leur existence dans les eaux des rivières (**Diao et al., 2017 ; Alberto et al., 2019**), dans les barrages (**Adeogun et al., 2016**) et les lacs (**Dan Liu et al., 2017 ; Jia et al., 2019**).

D'autre part l'entrée de perturbateurs endocriniens dans les écosystèmes aquatiques conduit à plusieurs effets sur les organismes aquatiques notamment les poissons qui sont des bio-indicateurs bien connus pour comprendre les mécanismes de toxicité des PE, car ils montrent une plasticité sexuelle et une sensibilité aux stéroïdes sexuels ou aux composés xénobiotiques (**Kar et al., 2020**). Ils ont en effet, le potentiel d'engendrer l'intersexualité, de diminuer les rapports de masculinité et de conduire une réduction du développement et de la viabilité des gonades (**Kukup, 2019**).

Introduction

L'objectif de notre étude est d'investiguer les effets nocifs des perturbateurs endocriniens dans l'écosystème aquatique, en mettant en évidence leur présence dans les eaux ; les sédiments ; et les poissons d'une part, et de déterminer leurs effets sur la reproduction des populations des poissons d'autre part.

Synthèse bibliographique

I. Définition du système endocrinien

Le système endocrinien est un système complexe, composé de nombreux organes disséminés dans les corps des êtres vivants : hypothalamus, hypophyse, pancréas, surrénales, testicules, ovaires, thyroïde et parathyroïdes ou leur équivalent (**Amirad et Amirad-Triquet, 2008**). Chacun d'eux sécrète des hormones qui diffusent dans tout l'organisme par la circulation sanguine et lymphatique. Son fonctionnement soumis à une stricte régulation interne, et il est indispensable au maintien des équilibres biologiques nécessaires (**Sorino et al., 2020**). Il contrôle un très grand nombre de fonctions essentielles telles que la reproduction et le développement (systèmes des hormones sexuelles notamment), le métabolisme énergétique, les équilibres nutritionnels et ioniques (systèmes des hormones thyroïdiennes, pancréatiques et surrénaliennes notamment) et le développement neurocognitif (systèmes neurostéroïdiens et thyroïdiens notamment), (**Quignot et al., 2012**).

II. Perturbation de système endocrinien

Le fonctionnement normal d'un système endocrinien dépend des actions coordonnées d'un réseau complexe d'hormones, agissant toutes en synchronie les unes avec les autres aux concentrations correctes et aux moments appropriés. Cependant, il est maintenant évident que certains produits chimiques environnementaux ont la capacité d'interférer dans l'action des hormones, et ceux-ci ont été appelés produits chimiques perturbateurs du système endocrinien (**Darbre, 2019**).

Certains PEs sont présents dans la nature sous forme de phytoestrogènes d'origine végétale ou de mycoestrogènes dérivés de champignons, mais la majorité des PEs sont des composés synthétiques libérés dans l'environnement par les activités de l'homme souvent sans connaissance préalable de leurs effets, seuls ou en combinaison, sur les écosystèmes, les animaux et sur le bien-être et la santé humaine (**Cuvillier-Hot et Lenoir, 2020**). Les mécanismes d'interférence comprennent l'altération de la synthèse hormonale, l'altération du transport hormonal, l'altération du métabolisme hormonal (**El Cadi et al., 2011**) et / ou interférence avec les messagers biochimiques ou avec les systèmes de communication entre glandes hormonales, ou encore un effet sur les récepteurs hormonaux et cellulaires qui contrôlent les fonctions internes (Figure1), (**Elie et Girard, 2015**). Les altérations peuvent inclure l'augmentation de l'activité, la diminution de l'activité ou la stimulation de l'activité à des moments inappropriés (**Darbre, 2019**).

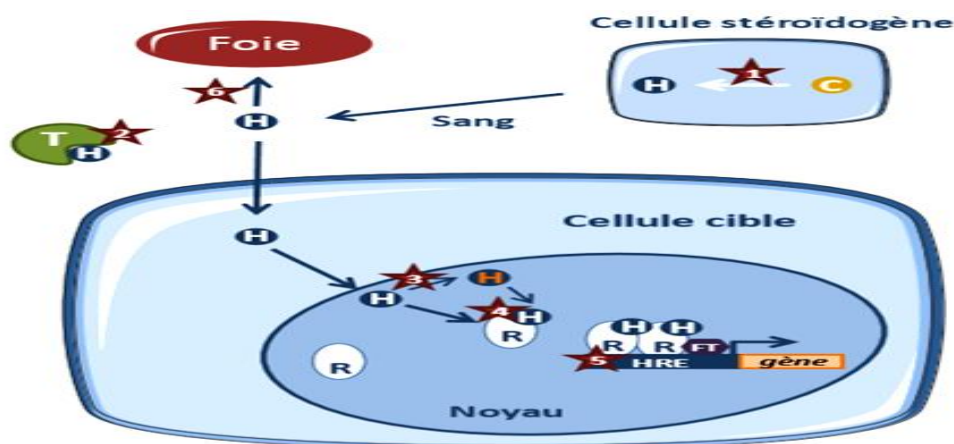


Figure 1 : Représentation schématique des principaux sites d’actions des perturbateurs endocriniens. 1. Synthèse hormonale (enzymes de la stéroïdogénèse) ; 2. Transport (protéines de transport) ; 3. Conversion enzymatique ; 4. Récepteur Nucléaire (action agoniste ou antagoniste); 5. Liaison du récepteur à l’ADN ; 6. Métabolisme hépatique, élimination. Cholestérol (C), hormone stéroïde (H), récepteurs hormonaux (R), protéine de transport des stéroïdes (T), élément de réponse aux hormones stéroïdes (HRE), co-facteur de transcription (FT) (Vosges, 2010).

III. Perturbateurs du système endocrinien (PE)

III.1. Définition des perturbateurs endocriniens

L’expression « perturbateur endocrinien » bien que déclinée sous de nombreux synonymes, reste la plus utilisée pour décrire les substances exogènes possédant des propriétés hormonales. Mais le nom perturbateur est imprécis et l’adjectif endocrinien recouvre une réalité particulièrement étendue (Multigner et Kadhel, 2008). Cette expression a été utilisée pour la première fois en 1991 à l’occasion de la conférence de Wingspread réunie sur l’initiative de Colborn, responsable scientifique du World WildlifeFund (WWF) des États-Unis (Soto, 2011). En 1996 un atelier européen a été proposé pour définir un perturbateur endocrinien comme « une substance exogène qui entraîne des effets délétères sur un organisme vivant ou sa descendance résultant de changement dans la fonction endocrine » (Multigner et Kadhel, 2008).

D’autre part l’Union Européenne définit un perturbateur endocrinien comme « Une substance exogène ou un mélange qui altère la ou les fonction (s) du système endocrinien et cause en conséquence des effets adverses sur la santé d’un organisme dans son ensemble ou de sa progéniture ou encore dans des populations ou des sous-populations » (Van Der Oost et al., 1996 ; Cicoella, 2011 ; Union Européenne, 2011).

Synthèse bibliographique

Les produits chimiques perturbateurs endocriniens (PEs) sont des composés environnementaux qui interfèrent dans les actions des hormones (Figure1), (**Van Der Oost et al., 1996**). Ils sont susceptibles de provoquer une modulation endocrinienne *in vivo* présentent l'une des trois caractéristiques suivantes : ils sont présents dans l'environnement à des concentrations faibles, ils sont persistants et bioaccumulables ou ils pénètrent constamment dans l'environnement, ces concentrations sont suffisantes pour provoquer des effets indésirables menant à une variété de problèmes (**Mills et Chichester, 2005**).

Les principaux synonymes des perturbateurs endocriniens sont : xénohormones, xénoestrogènes, xénoandrogènes, hormones environnementales, estrogènes environnementaux, androgènes environnementaux, agents hormono mimétiques, analogues hormonaux, modulateurs endocriniens, imposteurs endocriniens, imposteurs hormonaux , interrupteurs hormonaux, hormones synthétiques, toxiques hormonaux, xénobiotiques hormonaux, toxiques endocrines et agents endocrinotoxiques (**Multigner et Kadhel, 2008**).

III.2. Mécanismes d'action des perturbateurs endocriniens

Les composés perturbateurs endocriniens (PEs) sont largement dispersés dans l'eau et dans d'autres environnements. Ils ont la capacité d'affecter le fonctionnement des systèmes endocriniens humains et animal, en raison de leur ressemblance structurale avec les hormones (**Silva et al., 2018**).

Les PE n'ont pas d'effet toxique direct, mais ils induisent une modification de la régulation du système hormonal. Cette modification peut engendrer un effet nocif sur l'organisme. Voilà pourquoi un PE est défini par son mécanisme d'action et non pas par la nature des effets potentiels qu'il induit ou par ses propriétés physicochimiques (**Bezanson, 2017**). Une des caractéristiques des perturbateurs endocriniens est l'absence de relation dose-réponse, car ils agissent comme des hormones. Cette propriété rend l'effet des perturbateurs endocriniens difficile à prédire (**Cicolella, 2011**).

Une substance peut agir au niveau des récepteurs cellulaires et peut perturber le fonctionnement endocrinien de trois façons (Figure.02) :

- Elle peut imiter l'action d'une hormone naturelle : elle se fixe sur le récepteur cellulaire et entraîne une réponse normale. C'est l'effet agoniste.
- Elle peut également se lier au récepteur hormonal et empêcher l'émission d'un signal, elle entrave alors l'action des hormones. C'est l'effet antagoniste

Synthèse bibliographique

- Elle peut gêner ou bloquer le mécanisme de production ou de régulation des hormones ou des récepteurs, ainsi modifier les concentrations des hormones naturellement présentes dans l'organisme (**Barbier, 2011**).

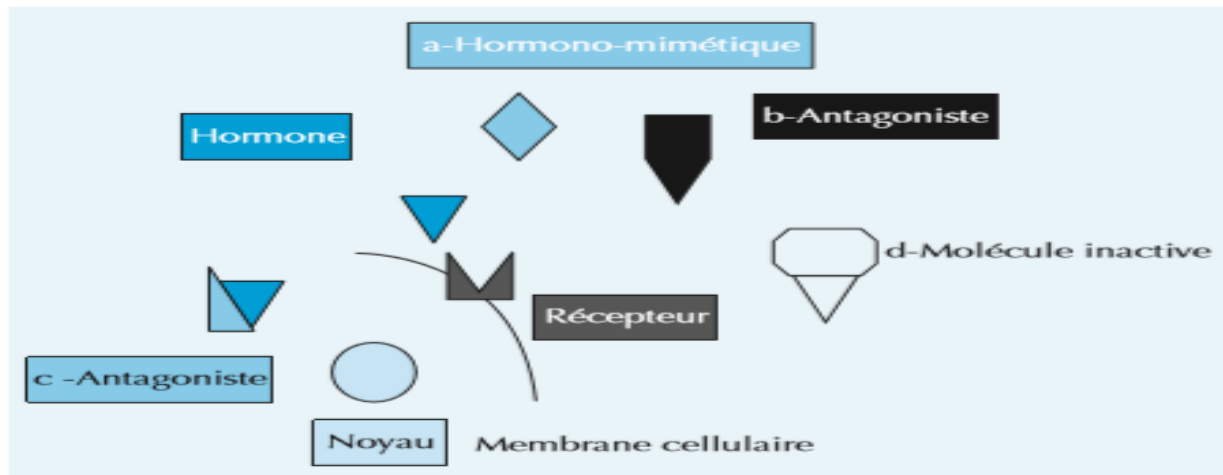


Figure 2 : Mécanisme d'action des perturbateurs endocriniens (**chaussinand, 2015**).

Les PE exercent leur toxicité en interférant avec le mécanisme homéostatique hormonal normal qui favorise la croissance et le développement des tissus. L'action classique par rapport au système reproducteur implique l'interférence des PE avec l'hormone en se liant au récepteur correspondant, notamment les récepteurs des androgènes (AR) ou les récepteurs des œstrogènes (ER). En plus des récepteurs hormonaux, les PE agissent sur des enzymes impliquées dans la stéroïdogénèse et le métabolisme de l'hormone. Par exemple, les phtalates qui constituent une classe particulière des polluants organiques persistants, exercent des effets anti-androgènes en inhibant la synthèse de la testostérone dans les cellules de Leydig à cause d'inhibition directe de CYP17. De plus, il a été démontré que les PE inhibent l'activité de la 5-réductase, qui est l'une des enzymes impliquées dans la production de dihydrotestostérone de la testostérone (**El Cadi et al., 2011**). En ce qui concerne les effets des PE sur la fonction thyroïdienne, de nombreuses études (**Butt et Stapleton, 2013 ; Hamers et al., 2011 ; Meerts et al., 2002 ; Nishimura et al., 2002 ; Noyes et al., 2013 ; Viluksela et al., 2004**) ont indiqué que les PE interfèrent avec la TH et la TSH via une majorité de voies qui entraînent une altération de l'activité déiodinase, inhibition de l'excrétion et / ou du métabolisme de TH, blocage de l'absorption d'iode par les cellules thyroïdiennes, inhibition compétitive de la protéine de transport thyroïdienne TTR et antagonisme de complexes qui proviennent de l'hormone thyroïdienne (**Sifakiset al., 2017**).

Synthèse bibliographique

Il est important de comprendre que l'effet des PE sur l'organisme n'est pas forcément immédiat, en effet dans certains cas les symptômes et/ou les pathologies ne se manifestent qu'à l'âge adulte et dans d'autre cas ce n'est qu'après une ou plusieurs générations (**chaussinand, 2015**).

Chez l'Homme, il y a de fortes suspicions du rôle des PE dans l'incidence croissante de certaines pathologies telles que les cancers hormonaux-dépendants ou le syndrome de dysgénietestriculaire, de même les PE sont incriminés dans les troubles de la fertilité et dans l'apparition de pubertés précoces (**Vosges, 2010**). Il est démontré aussi que l'exposition à ces produits pendant les premières années de développement augmente le risque de développer diverses maladies chroniques y compris l'obésité et le diabète, car ils entraînent une prise de poids en modifiant le métabolisme des lipides et favorisent l'adipogenèse et l'accumulation des lipides (**Gupta et al., 2020**).

La présence de PE dans l'environnement cause l'apparition des troubles du développement ou de la fonction de reproduction chez certains organismes, tels que le retard du développement larvaire, de la métamorphose et/ou de la croissance chez les espèces aquatiques notamment les amphibiens, elle provoque des altérations également dans les relations prédatrices proies et peut générer des malformations. Les PE sont responsables d'autres phénomènes anormaux, comme les aberrations comportementales (abandon des nids) chez les oiseaux. Les anomalies des œufs sont souvent accompagnées d'un retard de la ponte, l'altération de la calcification des œufs et une diminution du succès d'éclosion, en plus d'une augmentation de la mortalité embryonnaire. D'autre part les adultes exposés au PE présentent une inhibition des récepteurs hormonaux et par conséquent l'altération des caractères sexuels et réduction de la taille des testicules chez les mâles (**Vosges, 2010 ; Soto, 2011**).

III.3. Nature chimique des perturbateurs endocriniens

Les perturbateurs endocriniens peuvent être classés en deux grandes catégories selon leur nature chimique : les substances synthétiques ou naturelles (Tableau 1).

Les substances synthétiques sont utilisées pour un usage industriel (agents de nettoyage, produits antirouille, plastifiants etc.), dans l'agriculture (pesticides, herbicides, insecticides, fongicides etc.), dans les produits de consommation courante (cosmétiques, produits d'entretien, emballages etc.) et les dioxines sous-produits des incinérateurs de déchets (**Mauduit et al., 2006**). Ils peuvent être aussi des hormones synthétiques, parmi lesquelles on retrouve des hormones analogues aux hormones naturelles (contraceptifs oraux, hormones utilisées dans les

Synthèse bibliographique

traitements de substitution) et certains additifs alimentaires pour animaux conçus pour agir sur le système endocrinien (**Janex-Habib et al., 2005**).

La deuxième catégorie regroupe les substances naturelles comme les phyto-œstrogènes (soja), les isoflavonoïdes et les lignanes retrouvées dans certains végétaux comestibles, elles ont généralement une activité œstrogénique. Toutefois, ces substances naturelles sont facilement métabolisées par l'organisme, contrairement à la grande majorité des perturbateurs endocriniens d'origine synthétique (**Mauduit et al., 2006**). Les molécules naturelles aussi comprennent les métaux tels que l'arsenic, le cadmium et le plomb qui peuvent être à l'origine des altérations des processus hormonaux (**Houston et Ghosh., 2020**).

Tableau 1 : Produits chimiques environnementaux ayant une activité de perturbation endocrinienne (**Darbre, 2019**).

Composants	Origine	Utilisation	Sources d'exposition
Phytoestrogènes	Natural	Composant naturel des plantes	Matières végétales dans les aliments
Mycoestrogènes	Natural	Composant naturel des champignons	Grain moisi
DDT (et métabolites), dieldrine, lindane, autre chloré organiques	Synthétique	Pesticides	Graisses animales (alimentation), les utilisations restreintes permettent expositions par inhalation ou par voie cutanée
Atrazine, glyphosate	Synthétique	Herbicides	Jardins agricoles, urbains / domestiques
Polychlorobiphényles (PCB)	Synthétique	Industrie électrique	Graisses animales dans l'alimentation

Synthèse bibliographique

Composants	Origine	Utilisation	Sources d'exposition
Polychlorobiphényles (PCB)	Synthétique	Industrie électrique	Graisses animales dans l'alimentation
Dibenzodioxinespolychlorées	Synthétique	Sous-produit de l'incinération	Inhalation, graisse animale dans l'alimentation
Glucocorticoïdes synthétiques	synthétique	Pharmaceutique-anti-inflammatoire	pris Pharmaceutique pour réduire l'inflammation
Organométaux – tributylétain	Synthétique	Molluscicide_peintur esantisalissures	fruits de mer contaminés
Éthers diphényliquespolybromés	Synthétique	Ignifuge dans les tissus d'ameublement	Lieu de travail / environnement domestique
Acide perfluorooctanoïque(PFOA), perfluorooctanesulfonate (SPFO)	Synthétique	Résistance aux taches des produits de consommation	Lieu de travail / environnement domestique
Alkylphénols	synthétique	Détergent	Lieu de travail / environnement domestique, soins personnels des produits
Triclosan	Synthétique	Antiseptique, conservateur	Produits de soins personnels, consommation domestique des produits
Benzophénones (et autres produits biologiques approuvés)	Synthétique	Absorber la lumière ultraviolette	Produits solaires, autres cosmétiques, vêtements

Synthèse bibliographique

Composants	Origine	Utilisation	Sources d'exposition
Butylphénylméthylpropional, salicylate de benzyle, muscs	Synthétique	Parfum	Produits de soins personnels, consommation domestique produits, assainisseurs d'air
Oestrogène synthétique- diéthylstilboestrol	Synthétique	Pharmaceutiques	Prévention des fausses couches pendant la grossesse
Progestatifs synthétiques	synthétique	Pharmaceutiques	Pilule contraceptive, thérapie de remplacement d'hormone

III.4. Produits chimiques industriels synthétiques perturbant le système endocrinien et leurs effets sur les poissons

Les nombreux groupes d'additif ont été utilisés dans les parfums, les retardateurs de flamme, les peintures, les tensioactifs, les plastiques, les adhésifs, les lubrifiants, les mastics, les détergents, les désinfectants, les sur-nettoyants pour le visage, les matériaux de construction, les appareils électriques, les meubles, les textiles, etc. Pendant ce temps, les produits pharmaceutiques étaient utilisés spécifiquement comme thérapies humaines et vétérinaires. Ces nombreux usages génèrent une pollution par les PE dans les différents compartiments environnementaux à partir de divers points et sources non ponctuelles, pendant la fabrication, l'utilisation et l'application, l'élimination et le rejet de produits chimiques (Wee et Aris, 2017).

III.4.1. Les phtalates et bisphénols

III.4.1.1. Les phtalates

Les esters de phtalates sont une classe de produits chimiques industriels, utilisés comme plastifiants principalement pour ramollir le polyvinyle produit à base de chlorure. De nombreux produits de consommation contiennent des membres spécifiques de cette famille des produits chimiques, y compris le matériel des bâtiments, les ameublements, les vêtements, les appareils médicaux, les prothèses dentaires, les cosmétiques, les produits de soins personnels, les

Synthèse bibliographique

pharmaceutiques, les compléments nutritionnels, les peintures, les vernis à ongles, les jouets pour enfants, les bâtons lumineux, les aliments, les compléments alimentaires, les emballages alimentaires, les mobiles, les produits de nettoyage et insecticides. Les phtalates sont généralement lipophiles, ce qui influence leur lessivage dans l'environnement. De plus, l'absence de liaisons covalentes entre la matrice plastique et les phtalates favorisent leur libération facile dans les différents compartiments environnementaux et leurs sous-exposition humaine séquentielle et absorption (**Abarnou et Duchemin, 2008 ; Giulivo et al., 2016**). Les études de toxicologie expérimentale mettent en évidence diverses perturbations endocriniennes de plusieurs phtalates, s'exprimant notamment par des effets anti androgènes, l'exposition prénatale étant particulièrement critique pour ces effets (les phtalates et liposolubles traversent la barrière placentaire), (**Jacques, 2010**).

III.4.1.2. Les bisphénols (BPA)

Le bisphénols (BPA) est un alkylphénol qui a d'abord été développé sous forme de synthœstrogène, et il a été largement utilisé pour ses propriétés de réticulation dans la fabrication du polycarbonate plastiques et résines époxy (**Zsarnovszky et al., 2017**). En raison de ses avantages en termes de chaleur résistance et d'élasticité, l'utilisation du BPA a progressivement augmenté partout dans le monde avec une production annuelle supérieure à 10 millions tonnes, et une croissance continue attendue à l'avenir. Le BPA est devenu omniprésent dans de nombreux produits domestiques tels que les sacs en plastique, les biberons, les canettes métalliques, les scellant dentaires, les dispositifs médicaux dans les unités de soins intensifs néonataux, les savons, les lotions, les shampoings, les vernis à ongles, les crèmes solaires, les papiers, et les jouets (**Giulivo et al., 2016**). Le BPA est un agoniste actif des récepteurs œstrogènes et récepteurs des glucocorticoïdes et imite la structure et la fonction d'hormone sexuel œstrogène, il modifie aussi le métabolisme du glucose, et altère l'adipogenèse (**Gupta et al., 2020**). Ce perturbateur du système endocrinien est soupçonné d'être à l'origine d'une diminution de la fertilité masculine et de l'accroissement de l'incidence de la cryptorchidie et de cancers hormono-dépendants tels que le cancer du testicule ou du sein (**Jacques, 2010**).

Effet sur les poissons

L'exposition des poissons aux xénobiotiques aussi bien les phtalates que les alkylphénols qui contaminent le milieu aquatique est susceptible d'entraîner une altération de régulation endocrine des poissons, et par conséquent une diminution de leurs performances individuelles, les phtalates et les alkylphénols sont connus par leur activité œstrogène, c'est-à-dire ayant la

Synthèse bibliographique

capacité d'imiter les hormones sexuelles naturelles qui peuvent par conséquent entraîner une diminution de la fécondité, une féminisation des poissons males et un ralentissement de la croissance voir une diminution de la taille (**Bergé, 2012**).

III.4.2. Les métaux lourds

Les métaux lourds persistent dans l'environnement pendant une longue période car ils ne sont pas dégradables, et présentent un caractère toxique à des faibles concentrations (**Rahman, 2020**). Certains métaux comme les oligoéléments essentiels ; le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le chrome (Cr), nickel (Ni), le cobalt (Co), le molybdène (Mo) et le fer (Fe) sont indispensables à la vie et peuvent être toxiques à des fortes concentrations. D'autres comme l'aluminium (Al), l'Arsenic (As), le cadmium (Cd), le mercure (Hg), l'étain (Sn) et le plomb (Pb) (également appelés xénobiotiques) n'ont aucun rôle biologique et sont considérés comme néfastes et peuvent entraîner des effets toxiques à des très faibles concentrations (**Sfakianakis et al., 2015 ; Sharaf et Shehata, 2015 ; Vardhan et al., 2019 ; Singh et al., 2020 ; Dehdashti et al., 2020**). Les métaux lourds sont d'origines naturelles telles que les roches, les minerais et les volcans. Ils peuvent également avoir des sources anthropiques (**Zhang et al., 2020**), qui dépendent des activités humaines telles que le développement de l'exploitation minière, de l'industrie chimique, de la fabrication de batteries et de l'utilisation intensive de pesticides et d'engrais (**Duan et al., 2020**).

La toxicité des métaux est principalement causée par des ions métalliques perturbant les grappes fer-soufre des métallo-enzymes, interférant ainsi avec la fonction des protéines et des enzymes. Une faible concentration de ces éléments est capable d'induire l'activité enzymatique mais une concentration élevée peut être responsable d'inhibition de l'activité (**Das et al., 2014**). Au cours des dernières années, des métaux lourds tels que le mercure, le cadmium, le plomb et le cuivre ont également été identifiés comme PE pouvant interférer avec la synthèse, le transport et/ou la dégradation des hormones endogènes particulièrement le Cd qui possède des effets œstrogéniques, Il peut agir au niveau de l'hypophyse altérant indirectement la stéroïdogénèse, mais il peut aussi agir directement sur les gonades ou le foie. Il modifie également l'homéostasie du calcium et perturbe la transduction des signaux responsables de la sécrétion d'hormones gonadiques et hypophysaires (**Hachfi, 2013**).

Effet sur les poissons

Le Cadmium est également reconnu comme anti-œstrogénique, il inhibe les récepteurs provoquant un blocage de la synthèse de vitellogénine, alors que l'arsenic cause des altération au niveau des testicules et des ovaires (**Ketata et al., 2007**).

Synthèse bibliographique

III.4.3. Les pesticides

Les pesticides sont utilisés pour empêcher la propagation de maladies à transmission vectorielle dans l'environnement comme le paludisme, la dengue... (**Sharma et al., 2020**) le mot « pesticides » est un terme large qui comprend les insecticides, les herbicides, les fongicides et rodenticides qui peuvent être utilisés pour éliminer certains organismes spécifiques (**Cherin et al., 2012 ; Azam et al., 2020 ; Christopher et al., 2020**). On peut classer les pesticides selon plusieurs critères tels que l'origine, la nature. Les pesticides naturels sont non toxiques et sont de nature biodégradable. Tandis que les pesticides synthétiques sont des pesticides artificiels et sont formés par la modification des minéraux ou des composés chimiques (**Bendridi et al., 2001; Sharma et al., 2020**). Les pesticides sont responsables de perturbations hormonales par action mimétique des œstrogènes et réaction avec les récepteurs de ces hormones (**Pilli, 2005**). Ils se caractérisent par une grande rémanence et une bioaccumulation importante du milieu environnemental aux êtres vivants. Ce sont des agonistes des récepteurs œstrogènes et des antagonistes des récepteurs androgènes AR (**Pohjanvirta et al., 1999**).

Tableau 2: Pesticides perturbateurs endocriniens communs et leurs effets (**Ricard, 2011**).

Pesticides (familles)	Exemples	Usage	Hormones perturbées
Organochlorines	DDT, Heptachlor, Dicofol, Endosulfan, Chordane, Aldrine, Aldrine	Insecticide	Androgènes, œstrogènes, prolactine
Organophosphates	Méthyl parathion, Chlorpyrifos, Dichlorvos	Insecticides surtout, Quelques herbicides	Œstrogènes, hormones thyroïdiennes
Carbamates	Bendiocarb, Carbofurane, Fénoxy carb	Herbicides et Fongicides	Androgènes, œstrogènes, stéroïdes
Triazines	Atrazine	Herbicides	Androgènes
Pyrethroïdes	Cypermethrine, Deltamethrine, Tetramethrine	Insecticide	Œstrogènes,

Synthèse bibliographique

Effet sur les poissons

Les pesticides entrent dans l'environnement aquatique via les ruissellements et le lessivage et s'accumulent ensuite dans les matières en suspension, les sédiments ou dans les organismes aquatiques (**Yang et al, 2020**). Ces produits provoquent des impacts sévères sur la faune aquatique, notamment chez les poissons. Ils ont des effets immunodépresseurs, ce qui provoque une plus grande vulnérabilité des poissons aux organismes pathogènes, ainsi que des effets stérilisants qui ont été démontrés aussi chez les oiseaux et les mammifères (**Elie et Girard, 2015**). Les pesticides affectent toutes les autres espèces vivantes avec des conséquences multiples telles que la baisse de la fertilité, une modification des comportements, des malformations, et des empoisonnements directs (**Net-David, 2016**).

III.4.4. Les produits pharmaceutiques

Des produits pharmaceutiques tels que les pilules contraceptives, les antibiotiques, les analgésiques, les antidépresseurs, les traitements anticancéreux et les tranquillisants ont été développés pour promouvoir la santé et le bien-être humains. Cependant, un bon nombre de ces composés et de leurs métabolites peuvent finir par se retrouver dans l'environnement aquatique, principalement par excrétion et inclusion dans les eaux usées (**Connolly, 2009 ; Besse, 2018**).

Quand il s'agit de contaminations environnementales avec des produits pharmaceutiques chimiques résidus, nous pouvons le diviser en trois classes, où nous avons de gros générateurs comme industries pharmaceutiques, petits générateurs comme les établissements d'enseignement, les hôpitaux et des installations de recherche, et enfin des micro-générateurs tels que les résidences et les fermes (**De Oliveira et al., 2019**). La contamination et l'apparition de résidus pharmaceutiques dans l'environnement sont directement associées à des phénomènes d'intersexe induits par ces effluents œstrogéniques (**Boillot, 2008**).

Effet sur les poissons

Dans les écosystèmes aquatiques, les produits pharmaceutiques rejetés induisent des effets sur les organismes vivants, y compris les poissons. Ils interfèrent avec un large éventail des fonctions telles que la biotransformation xénobiotique, la régulation des espèces réactives de l'oxygène et la synthèse des hormones ou reproduction (**Sanchez et al., 2011**). La santé des poissons pourrait être affectée par l'exposition aux diverses classes de médicaments à des concentrations relativement faibles et par des modes d'action spécifiques. Il a été établi que les composés œstrogéniques provoquent chez les poissons des réponses telles que diminution de la

Synthèse bibliographique

circulation des stéroïdes sexuels, réduction de la taille et de la fécondité des gonades, changements importants dans le système reproducteur et les caractéristiques de l'intersexe (Burkina et al., 2015).

III.5. Le comportement des perturbateurs endocriniens dans le milieu aquatique

Le milieu aquatique est particulièrement sensible à la pollution, en partie parce qu'il y a un rejet intentionnel très important de produits chimiques dans les rivières, les lacs et les mers, principalement par le rejet d'effluents provenant des stations d'épuration des eaux usées et de certaines industries (Sumpter, 2005), et aussi les effluents agricoles qui entraînant une diminution de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines, et donc entraînant la pollution des masses d'eau par les PE. Par conséquent, les PE sont absorbés, accumulés et bioamplifiés dans l'eau, les sédiments et le biote (figure 3). Ces composés sont transportés à travers la chaîne alimentaire via des algues benthiques et les invertébrés, qui peuvent être consommés par les poissons ou les oiseaux. Par conséquent, ce processus crée des routes ou des voies potentielles pour l'exposition des organismes terrestres et aquatiques aux PE. Les humains peuvent être exposés à ces produits chimiques lorsque l'eau, les poissons et les crustacés sont consommés (Ismail et al., 2017 ; Wee et Aris, 2017).

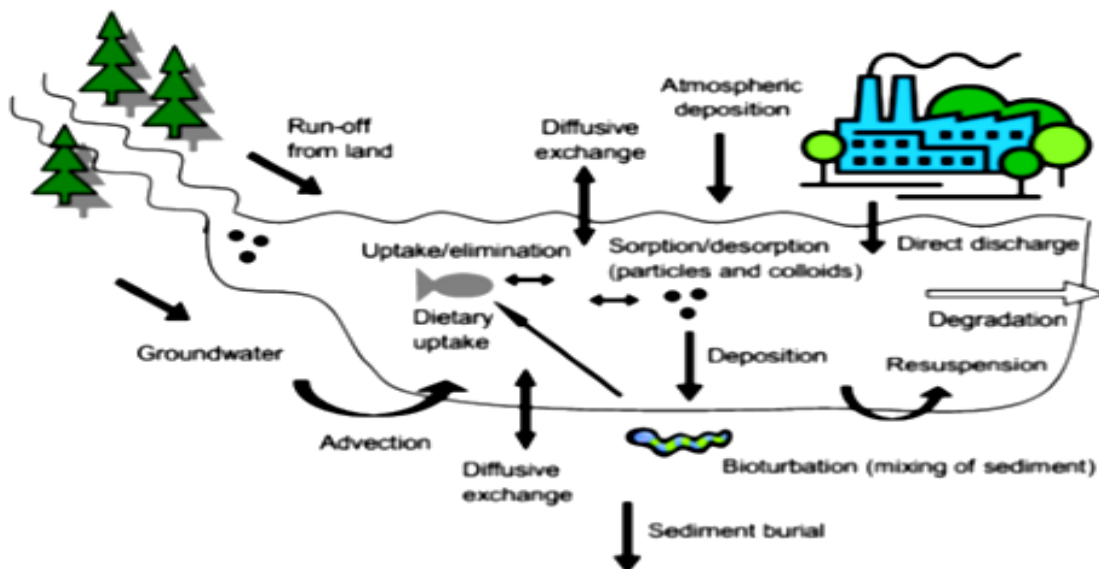


Figure 3 : Contamination du milieu aquatique par les produits perturbateurs endocriniens (Habla, 2017).

IV. Féminisation des poissons mâles suite à l'exposition aux perturbateurs endocriniens

Dans le compartiment aquatique, les poissons sont parmi les organismes les plus sensibles aux PEs. Des cas d'intersexes (apparition d'oocytes dans les gonades mâles, ou inversement) ont été reportés sur des poissons sauvages, comme des goujons pêchés en aval d'un effluent d'une industrie pharmaceutique (**Sanchez et al., 2011**), ou des gardons vivants à proximité de rejets de stations d'épuration. Dans le cas des gardons, la présence d'intersexe est associée à une diminution de la fertilité des mâles (**Serra, 2017**).

IV.1. Modalités de la contamination des poissons

La pénétration des contaminants dans les poissons s'opère classiquement par trois voies, mais elle s'effectue préférentiellement par la voie branchiale car les branchies sont en contact permanent avec l'eau ambiante, est exposée directement aux toxiques présents sous forme ionique dans le milieu (**Lee et al., 2019**). Viennent ensuite la voie digestive et la voie cutanée : la pénétration des micropolluants par la voie digestive diffère selon qu'ils sont ingérés avec la nourriture ou avec l'eau de boisson. Pour cette dernière, les modalités varient suivant les milieux : les poissons d'eau douce boivent très peu, alors que les poissons marins s'abreuvent considérablement. Il en résulte donc une prédominance de la contamination par voie branchiale en eau douce et par voie digestive (trophique) en eau de mer ou en eau saumâtre (**Elie et Girard, 2015 ; Iv et al., 2019**). La voie cutanée est relativement imperméable aux polluants, en raison des barrières mécaniques que constituent les écailles et le mucus.

Une fois absorbés, les micropolluants cheminent vers les organes et les cellules ciblent. Aux tentatives de détoxification par le foie (piégeage des xénobiotiques métalliques par les métallothionéines par exemple) et d'élimination par le rein s'opposent des phénomènes d'accumulation et de stockage (fixation et stockage dans les graisses par exemple), (Figure 4). (**Tapie et al., 2006 ; Elie et Girard, 2015**).

IV.2. Bioaccumulation et le stockage des perturbateurs endocriniens dans les poissons

Différentes étapes vont conduire à l'accumulation des PEs dans les organismes, ils s'accumulent progressivement dans les organismes vivants qui constituent les différentes biocénoses. Ils contaminent, à terme, tous les maillons de l'ensemble de la chaîne alimentaire d'un écosystème aquatique (**Daouk, 2011**), depuis les phytoplanctons, généralement faiblement contaminés, jusqu'aux organismes situés au sommet des chaînes trophiques (poissons carnassiers), généralement fortement contaminés.

Synthèse bibliographique

Les composés les plus hydrophobes sont stockés dans des tissus riches en lipides où ils auront tendance à constituer des stocks importants en raison de leurs caractéristiques (Lee et al., 2019).

Les lieux de stockage sont multiples. On cite :

- Le foie et le rein : lieux privilégiés de stockage de la plupart des métaux lourds : Pb, Cd et Hg sous leur forme inorganique, en combinaison avec la cystéine et les métallothionéines ;
- Le cerveau : l'accumulation des substances lipophiles apparaît globalement plus faible que dans les autres organes, en raison d'une différence probable de la nature chimique des lipides concernés ;
- Les gonades : zone de stockage et voie d'éliminations importantes au moment de l'émission des produits génitaux pour la plupart des substances liposolubles. C'est le moment de la transmission des toxiques aux ovocytes par exemple.
- Les graisses de réserve : en particulier les PCB et toutes substances à caractère lipophile comme les métaux, cadmium et mercure par exemple (Liu et al., 2010 ; Elie et Girard, 2015).

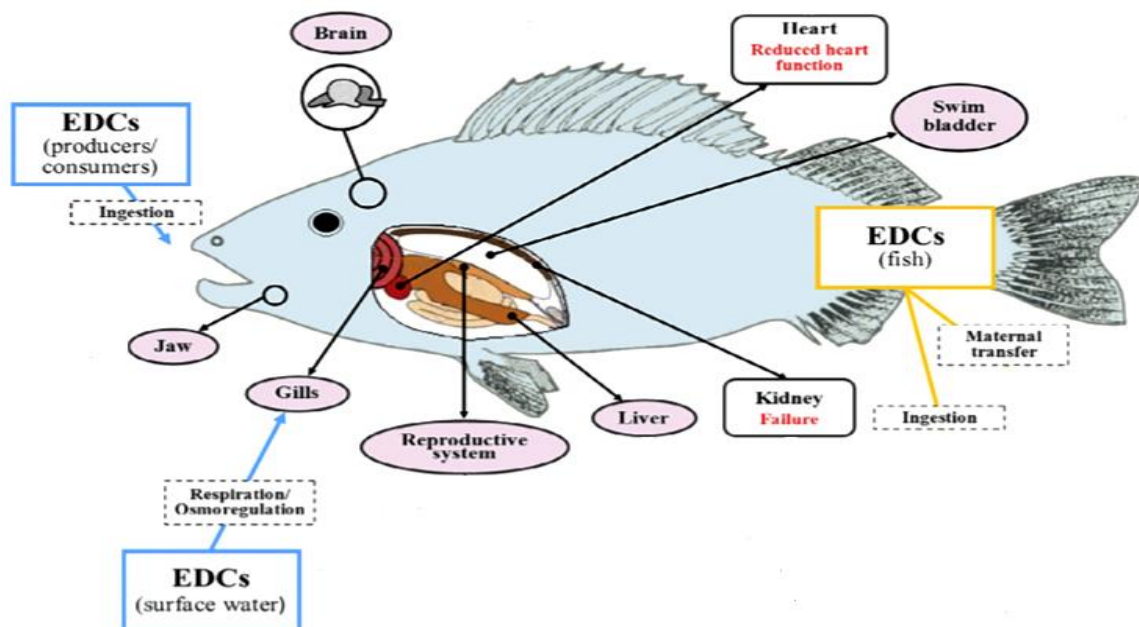


Figure 4. Modalités de contamination du poisson par les perturbateurs endocriniens (Ismail et al., 2017).

IV.3. Hormones stéroïdiennes et reproduction chez les poissons

La reproduction est un processus physiologique coordonné par le système nerveux central et le système endocrinien, où les hormones stéroïdiennes jouent un rôle primordial chez les vertébrés. En réponse à des stimuli extérieurs (ex : changement de la photopériode ou de la température), toute une chaîne d'évènements est enclenchée, depuis des signaux neuronaux jusqu'aux stimuli hormonaux, menant à la maturation, libération, et fécondation des gamètes (Serra, 2017). Pour comprendre comment les PEs ont la capacité d'affecter la reproduction des poissons, il est nécessaire de parler sur les hormones stéroïdiennes et de connaître leurs mécanismes en dehors de toute perturbation.

IV.3.1. Hormones stéroïdiennes

Les hormones stéroïdiennes sont des lipides synthétisés dans le cytosol à partir du cholestérol. Ces hormones hydrophobes traversent aisément les membranes plasmiques, et doivent se complexer avec des protéines plasmatiques pour circuler dans le sang. Le complexe stéroïde-protéine est inactif, seule l'hormone stéroïdienne libre a une action endocrine. La protéine de transport ne libère l'hormone stéroïdienne qu'au niveau des capillaires sanguins qui irriguent les organes cibles. Les hormones pénètrent ensuite dans le cytoplasme de leurs cellules cibles, où elles se lient à des récepteurs intracellulaires. Ces récepteurs appartiennent à une grande famille de molécules protéiques que sont les récepteurs nucléaires (Ludwig, 2011).

Dans ce groupe d'hormones se retrouvent Les œstrogènes (17 β -estradiol, l'œstrone, l'œstriol) qui sont nécessaires dans le contrôle de la différenciation sexuelle, de la maturation et de la reproduction. Cependant, ces hormones exercent également de nombreux autres effets sur le développement, la différenciation et l'homéostasie de divers organes cibles. Les œstrogènes participent également au contrôle du cycle cellulaire et de la prolifération et agissent via deux mécanismes principaux :

- Le mécanisme génomique implique des récepteurs nucléaires spécifiques (récepteurs des œstrogènes, ER), agissant comme des facteurs de transcription dépendant du ligand. Cette voie classique implique la diffusion de l'œstrogène dans la cellule cible et la liaison aux RE, ce qui facilite leur activation, leur dimérisation et leur liaison aux séquences d'ADN spécifiques. Cet événement favorise l'assemblage du complexe d'initiation de la transcription et déclenche ainsi la transcription.

Synthèse bibliographique

-À l'étape de limitation de débit, les androgènes sont convertis en œstrogènes via l'aromatase. Cette réaction est catalysée par un complexe enzymatique formé par le cytochrome P450 aromatasase, une protéine de liaison à l'hème codée par le gène *cyp19* (aromatase CYP19), fonctionnant en combinaison avec la flavoprotéine, la NADPH-cytochrome P-450 réductase (Cheshenko et al., 2008).

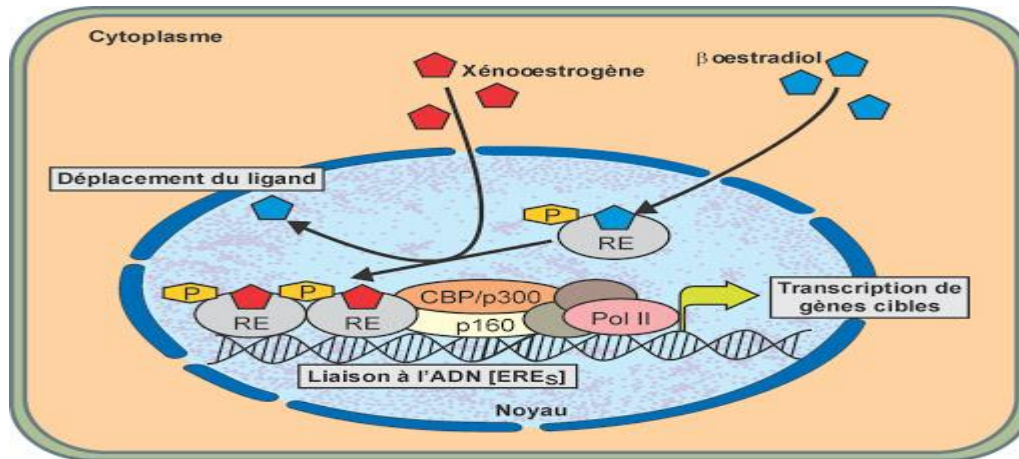


Figure 5 : Activation illégitime du récepteur des œstrogènes (Massaad et Barouki, 1999).

IV.3.2. L'action normale de l'hormone stéroïdienne

IV.3.2.1. Chez la femelle

Les ovocytes de vertébrés non mammifères se développent lorsqu'ils sont arrêtés la première prophase méiotique. Les principaux événements responsables de la croissance des ovocytes des poissons se produisent principalement pendant la phase de développement appelée vitellogenèse (Nagahama, 1994). En réponse à des stimuli extérieurs, des neurones en provenance de l'hypothalamus secrètent de la GnRH (Gonadotrophin Releasing Hormones) au niveau de l'hypophyse qui stimule la production de la FSH (hormone folliculo-stimulante) et de la LH (luteinizing hormone) (Daouk, 2012), puis les cellules de la thèque (couches cellulaires du follicule), situées en périphérie du follicule grandissant synthétisent de l'E2 grâce à l'aromatase a transporté par le sang, l'E2 agit au niveau du foie pour induire la production de choriogénines (stade pré-vitellogénique) puis de vitellogénines (ovocytes vitellogéniques), qui sont incorporées dans le follicule pour former respectivement le chorion et le sac vitellin du futur embryon. L'ovocyte post-vitellogénique peut rester inerte plusieurs mois jusqu'à stimulation par la LH de la production de dihydroprogesterone (DHP) par les cellules de granulosa du follicule, qui initie alors la maturation des oocytes. Une fois la maturation terminée, l'ovulation est déclenchée par action des prostaglandines (Sumpter, 2005 ; Serra, 2017).



Figure 6 : Stimulation hormonale et mécanisme endocrinien naturel chez les femelles (**Melis et al., 1999**).

IV.3.2.1. Chez le male

Le sexe du poisson est déterminé par des facteurs génétiques ou environnementaux, ou une combinaison de tous les deux. Les facteurs environnementaux, en particulier les hormones stéroïdiennes sexuelles, pourraient même passer outre les facteurs génétiques et déterminer le sort des gonades (**Li et al., 2018**).

Les hormones stéroïdiennes jouent un rôle dans la régulation de la stéroïdogénèse et de la spermatogénèse. En effet, les données suggèrent que les hormones stéroïdiennes ont des rôles importants et distincts concernant le contrôle de la spermatogénèse chez les poissons (**Baudiffier, 2012**). À la différence de l'oogenèse, la spermatogénèse chez les poissons mâles est principalement sous le contrôle de la FSH (hormone folliculo-stimulante), alors que la maturation des spermatozoïdes est principalement sous contrôle de la LH (luteinizing hormone). La FSH et la LH agissent sur les cellules de Leydig en stimulant la synthèse et sécrétion d'androgènes, T (Testostérone) et 11-KT (11-Kétotestostérone). De plus, FSH régule la fonction des cellules de Sertoli pour soutenir de nombreux aspects du sperme et la maturation cellulaire (**Schulz et al., 2010 ; Alberto et al., 2019**). D'autre part, il est important de signaler que l'hormone féminine (œstrogène) joue un rôle important dans la régulation, le contrôle de la synthèse et la libération des gonadotrophines, cette hormone stéroïdienne est formée à partir des androgènes réalisée par une enzyme qui fait partie de la famille des cytochromes P450, cette phénomène est appelée phénomène d'aromatation se déroule dans le cerveau, puis l'E2 (Estradiol) transporté par le sang agit au niveau du foie pour produire la choriogénines (stade

pré-vitellogénique) puis la vitellogénines (Vosges, 2010 ; Serra, 2017). Mais il est connu que la concentration d'estrogène présente dans le plasma des mâles soit trop faible pour induire une production de vitellogénine (Sumpter, 2005). Cette induction de vitellogénine masculine est largement inférieure à celle provoquée par une exposition aux xénoestrogènes et à celle synthétisée naturellement par les ovaires des femelles matures (Melis et al., 1999).

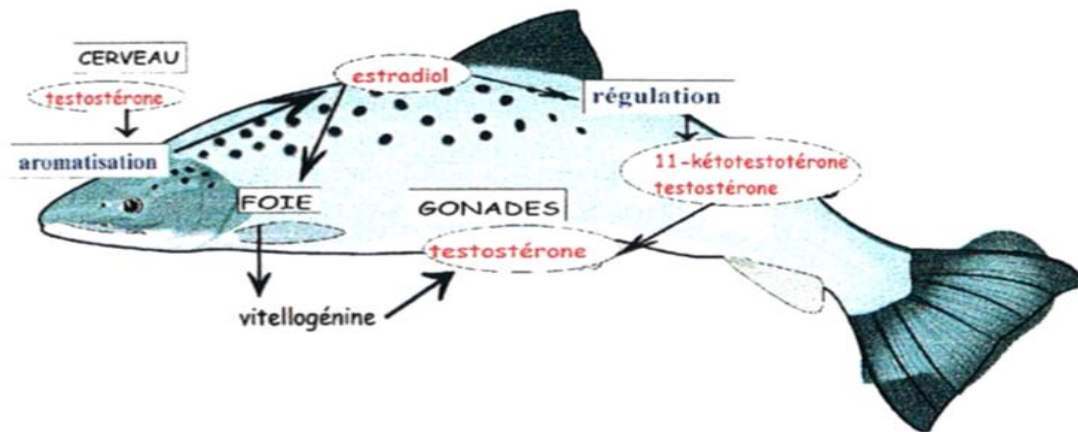


Figure 7 : Mécanisme ostrogénique et androgénique naturels chez le male (Melis et al., 1999).

IV.4. Mécanisme de féminisation des poissons males

Le cycle de reproduction chez les poissons est méticuleusement régulé, les conditions environnementales (la photopériode, la température et la disponibilité de la nourriture) régissent normalement les hormones stéroïdiennes mais un petit changement dans ces hormones peut avoir de grands impacts. Chaque espèce de poisson possède une sensibilité différente aux xénoestrogènes (PE) et peuvent donc être affectés différemment (Vincent, 2017). Sous l'induction des œstrogènes et des mimétiques œstrogènes le foie synthétise la vitellogénine qui est un précurseur des réserves de l'œuf, spécifique des femelles, quel que soit l'âge ou le sexe du poisson (Amirad et Amirad-Triquet, 2008).

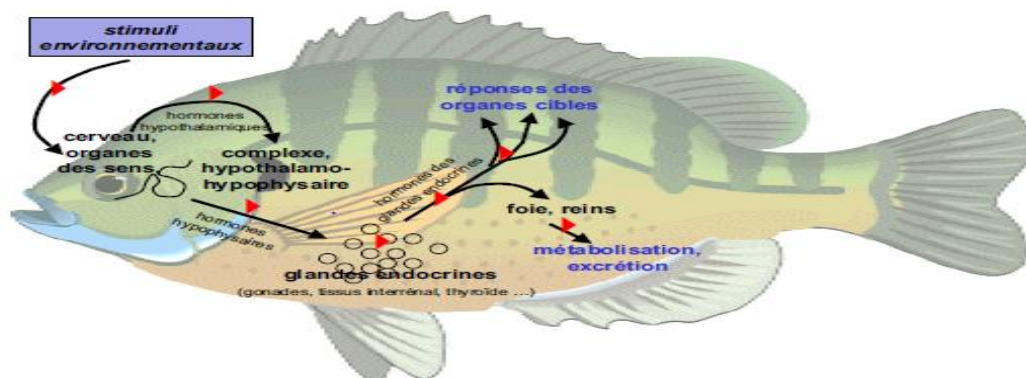


Figure 8 : Principaux sites d'actions des contaminants sur le système endocrinien des poissons (Aarab, 2004).

Mais L'inhibition des enzymes 5-réductase et stimulation d'aromatase par les PEs sont l'une des principaux mécanismes responsables des effets indésirables constatés, comme La 5-réductase est nécessaire pour la conversion des androgènes à la testostérone, tandis que l'aromatase catalyse le métabolisme d'androgènes en œstrogènes (Sifakis et al., 2017). Ce qui entraîne une augmentation des niveaux hépatiques de protéines de vitellogénine (Vtg) et de zonariata (Zrp) chez les poissons mâles, et ces changements sont liés à des altérations de la concentration de 17 β -œstradiol (Alberto et al., 2019), qui exerce une action féminisante ; présence d'ovocytes et d'oviductes dans les testicules, baisse de la fécondité, modification du sex-ratio, diminution des caractères sexuels secondaires (Amirad et Amirad-Triquet, 2008).

D'autre part, chez les poissons matures, les phénomènes de démasculinisation ne sont pas obligatoirement accompagnés de l'apparition d'ovotestis ou d'un oviducte. Ceci peut s'expliquer par le fait que la concentration en toxique ou son potentiel œstrogénique sont insuffisants pour induire, en plus de la démasculinisation des testicules, leur féminisation partielle (Magalhaes-antoine, 2018).

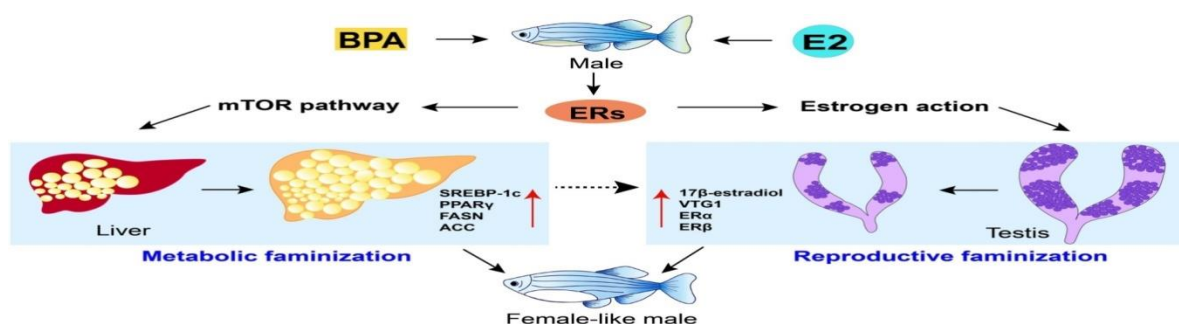


Figure 9 : Féminisation des poissons par les perturbateurs endocriniens (Sun et al., 2020).

Matériel et méthodes

I. Recherche documentaire

Ce travail de fin d'étude a été réalisé sur la base d'articles originaux publiés dans toutes les publications (recherche pertinente disponible 2013-2020). Dans ce travail des bases de données internationales telles que Google Scholar, science directe et Medline (utilisant PubMed comme moteur de recherche) ont été utilisés pour chercher les mots clés de : « perturbateurs endocriniens » (dans le titre, le résumé et les mots-clés).

Critères d'inclusion et d'exclusion

A l'aide des bases des données, nous avons trouvé plus de 500 articles traités les perturbateurs endocriniens. Après la première étape, les articles trouvés ont été vérifiés pour leur éligibilité selon les critères suivants ;

- Les critères d'inclusion ont été adoptés : les perturbateurs endocriniens dans l'écosystème aquatique (les poissons, l'eau et les sédiments).
- Les critères d'exclusion ont été adoptés : les perturbateurs endocriniens dans les organismes aquatiques à l'exception les poissons, dans les amphibiens et les eaux souterraine. Les articles qui étudient les perturbateurs endocriniens chez l'homme et dans le sol et les plantes.

Enfin, les données essentielles ont été extraites à travers les articles sélectionnés (27 articles) et utilisés pour une analyse plus approfondie.

Concernant les articles étudiés les perturbateurs endocriniens dans les poissons, on trouve : Adeogun et al (2018), Cao et al (2019), Chen et al (2020), Godoi et al (2020), Guiloski et al (2017), Li et al (2019), Maharajan et al (2020), Martínez et al (2019), Voisin et al (2018), Yuan et al (2020) et Zhang et al (2019) qui ont été exposés les différents espèces des poissons à différents concentrations des perturbateurs endocriniens au niveau du laboratoires.

D'autre part : les auteurs qui ont été étudiés les perturbateurs endocriniens *in situ* sont

- Adeogun et al (2016), Alberto et al (2019), Dan Liu et al (2017), Diao et al (2017), Geraudie et al (2017), Huang et al (2019), Huang et al (2020), Lv et al (2019), Miccoli et al (2017), Puy-Azurmendi et al (2013), Wang et al (2018), Zhou et al (2018), pour le compartiment poissons.
- Dan Liu et al (2017), Diao et al (2017), (Huang et al (2019), Jia et al (2019), Lu et al (2020), Pignotti et Dinelli (2018) et Wang et al (2018) pour le compartiment eau.

Matériels et méthodes :

- Adeogun et al (2016), Dan Liu et al (2017), Diao et al (2017), Jia et al (2019), Kukup (2019), Pignotti et Dinelli (2018), Puy-Azurmendi et al (2013) pour le compartiment sédiments.

Résultats et discussions

Dans le présent travail, les résultats des articles analysés sont classés en deux catégories :

- Etudes au laboratoire qui portent sur les études réalisées aux laboratoires en exposant les différentes espèces de poissons aux différents perturbateurs endocriniens.
- Etude *in situ* qui traite la problématique de la contamination des écosystèmes aquatiques par les perturbateurs endocriniens et leurs effets sur les poissons.

I. Études au laboratoire

Tableau 3 : Etudes qui ont été réalisé au laboratoire sur les poissons

Références	Molécules étudiées	Mode et durée d'exposition	Résultats
Adeogun et al., 2018	Di- (2-éthylhexyle) (DEHP) (10, 100, 200 et 400 µg / L)	Les juvéniles du poisson-chat africain à dents pointues (<i>Clarias gariepinus</i>) ont été exposés <i>in vivo</i> à des concentrations de di- (2-éthylhexyle) (DEHP) (10, 100, 200 et 400 µg / L) pendant 3, 7 et 14 jours.	-Augmentations importantes des concentrations de la vitellogénine hépatique (vtg), du récepteur des œstrogènes α (er- α), de l'aromatase (cyp19a1b), des niveaux de la testostérone cellulaire (T) et de 17 β -estradiol (E2) après l'exposition au DEHP. -Augmentations d'effet de ppar- α (le récepteur est activé par les proliférateurs de peroxyosomes α) à la concentration 100 µg / L puis une diminution aux concentrations 200 et 400 µg / L. -Une atrésie ovocytaire, un intersexe (ovotestis) et une agglutination caryoplasmique ont été observés chez les femelles tandis que les poissons mâles présentaient une distorsion et une dégénérescence des tubules séminifères et une condensation de cellules tubulaires dans le groupe exposé à 400 µg / L pendant 14 jours.
Cao et al., 2019	Le cuivre (0, 10, 20, 40 µg / L)	Des poissons zèbres (<i>Danio rerio</i>) ont été exposés <i>in vivo</i> au Cu à des concentrations 0, 10, 20, 40 µg / L pendant 30 jours.	- Le poids corporel est considérablement réduit, le développement gonadique a été affecté et les niveaux d'E2, T et 11-KT ont été remarquablement perturbés chez les poissons zèbres exposés au Cu. -Les profils d'expression des gènes liés à la stéroïdogénèse dans les gonades (3 β hsd, 17 β hsd, cyp11a1, cyp17, cyp19a, lhr, fshr, hmgra et star) et dans le cerveau (ar, cyp19b, era, er2 β , lh β , fsh β , gnrh2, gnrh3, gnrhr1, gnrh2 et gnrh4) ont présenté des altérations importantes après exposition au Cu.
Chen et al.,	-17 β -estradiol	Les juvéniles mâles de	Augmentation de vitellogénine (vtg2) et

Résultats et discussion

2020	(E2) (2,52 nM) - Bisphénol A (BPA) (0,438 µM) - Cadmium (Cd ²⁺) (2,865 µM)	tilapia (<i>Oreochromis niloticus</i>) ont été exposés <i>in vivo</i> à des concentrations de 17β-estradiol (E2) (2,52 nM) pendant 5 jours, bisphénol A (BPA) (0,438 µM) et cadmium (Cd ²⁺) (2,865 µM) pendant 7 jours.	durapport d'expression relative de l'ARNm (RER; traitement / contrôle) après l'exposition.
Godoi et al., 2020	-Diclofénac (DCF) (3,08 mg/ L) - Caféine (CAF) (9,59 mg/ L)	Les mâles de l'espèce <i>Astyanax altiparanae</i> ont été exposés <i>in vivo</i> à des concentrations de DCF (3,08 mg/ L) et CAF (9,59 mg/ L) séparément et combinés, pendant 96 heures.	- Réduction de la concentration de 17β-estradiol (E2) chez les mâles exposés au DCF et au CAF - La testostérone (T) a également été réduite dans le traitement DCF. - Les mâles exposés au DCF + CAF combinés ne présentait pas de différences dans les stéroïdes T, E2 et 11-KT. - Une exposition aiguë a révélé une hypertrophie des cellules hépatocytaires chez les groupes traités par DCF et DCF + CAF.
Guiloski et al., 2017	Paracétamol (0,25 µg / L)	Les poissons mâles de <i>Rhamdia quelen</i> ont été exposés <i>in vivo</i> à 0,25 µg / L de paracétamol pendant 21 jours.	-Diminution des taux de testostérone et augmentation des taux d'estradiol. -Augmentation des niveaux de sérotonine et de dopamine après l'exposition à 0,25 µg /L.
Li et al., 2019	Le tébuconazole (0,05 mg / L à 1,84 mg / L)	Les spécimens du poisson zèbre (<i>Danio rerio</i>) ont été exposés <i>in vivo</i> au tébuconazole à des concentrations allant de 0,05 mg / L jusqu'à 1,84 mg / L au cours de trois stades de vie (2 hpf (heures après la fécondation) –60 jpf (jours après la fécondation), stade I; 60–120 jpf, stade II; 180–208 jpf, stade III).	-Une différenciation sexuelle chez les juvéniles du poisson zèbre et une diminution significative du pourcentage de cellules germinales chez le poisson zèbre sexuellement mature ont été observées. -Inhibition de production des œufs de 57,8 % et 19,2% après des expositions au stade II et au stade III, respectivement. -Diminution en 17β-estradiol dans la gonade de 63,5% lors d'une exposition à 0,20 mg / L de tébuconazole au stade II et de 49,5% après une exposition à 0,18 mg / L de tébuconazole au stade III, respectivement. - Diminution de rapport 17β-estradiol / testostérone.
Maharajan et al., 2020	Un insecticide (Pyriproxyfen (PPF))	Les poissons zèbre (<i>Danio rerio</i>) mâles et femelles en bonne santé ont été séparés et exposés <i>In vivo</i> à 1, 10 et 100 µg / L de PPF pendant 21	-Altération significative de la transcription des gènes <i>fshβ</i> , <i>lhβ</i> , et les gènes <i>cyp19b</i> chez le poisson zèbre femelle. -Des modifications ultérieures des taux d'hormones stéroïdiennes circulatoires conduisent à un déséquilibre de l'homéostasie

Résultats et discussion

		jours.	<p>hormonale, comme le révèle du rapport estradiol / testostérone (E2 / T).</p> <p>-Augmentation de taux de transcription de la vitellogénine dans les tissus hépatiques et leur teneur en plasma sanguin chez les males (16,21%) et une diminution chez les femelles (21,69%).</p> <p>-Le PPF a également induit des modifications histopathologiques dans les gonades.</p>
Martínez et al., 2019	Bisphénol A (BPA), sel de potassium perfluorooctane sulfonate (SPFO), chlorure de tributylétain (TBT) et 17-β-estradiol (E2)	<p>Les poissons zèbre (<i>Danio rerio</i>) ont été exposés <i>in vivo</i> entre le deuxième et le cinquième jour après la fécondation à les concentration suivants : BPA (0,44, 4,4, 8,8, 17,5, 26,3, 35,0, 43,8, 219,0 et 438,0 μM); PFOS (0,2, 0,5, 1,0, 2,0, 5,0, 10,0, 15,0, 20,0 et 200,0 μM); TBT (3,0 · 10⁻⁴, 3,0 · 10⁻³, 0,03, 0,10, 0,15, 0,20, 0,25 et 0,30 μM); et E2 (0,1, 1,0, 2,0, 4,0, 6,0, 8,0, 10,0 et 100,0 μM).</p>	<p>-Le BPA a induit spécifiquement un syndrome de malabsorption du sac vitellin et une modification des paramètres cranio-faciaux</p> <p>-le SPFO a présenté des effets spécifiques sur la formation de la notocorde, présentant des taux plus élevés de scoliose et de cyphose.</p> <p>-les principales altérations des traits morphologiques dans le cas du TBT sont liées à des retards de développement.</p>
Voisin et al., 2018	Le 17-α-éthynylestradiol	<p>Les spécimens de killi des mangroves (<i>Kryptolebias marmoratus</i>) ont été exposés <i>in vivo</i> à 4 et 120 ng / L de 17-α-éthynylestradiol pendant 28 jours après l'éclosion (jpé).</p> <p>- Après 28 jours, les poissons ont été élevés pendant 140 jours dans de l'eau propre et une protéomique quantitative sans étiquette sur le cerveau, le foie et l'ovotestis de 168 jpé adultes a été effectué.</p>	<p>-Un total de 820, 888 et 420 protéines ont été identifiés de manière robuste dans le cerveau, le foie et l'ovotestis respectivement.</p> <p>-Les effets du 17-α-éthynylestradiol étaient tissulaires et n'était pas dose-dépendants : un total de 31, 51 et 18 protéines étaient différenciellement abondants à 4 ng / L dans le cerveau, le foie et l'ovotestis, respectivement, par rapport à 20, 25 et 39 protéines à 120 ng / L.</p> <p>-La concentration la plus basse testée et respectueuse de l'environnement de 4 ng / L a eu l'impact le plus élevé sur le protéome dans le cerveau et le foie, mettant en évidence le potentiel de perturbateurs endocriniens à des faibles concentrations.</p>
Yuan et al., 2020	2,4-Dichlorophéno (2,4-DCP)	<p>Les larves du poisson zèbre (<i>Danio rerio</i>) 20 ou 30 jours après la fécondation (jpf) ont été exposées <i>in vivo</i> au 2,4-</p>	<p>-Diminution des gènes males (amh, gata4, nr5a1a, nr5a2 et sox9a) et augmentation des gènes femelle (amh, nr5a2 et sox9a).</p>

Résultats et discussion

		DCP (0, 80 et 160 µg L ⁻¹) avec / sans 5-aza-2'-désoxycytidine (5AZA, 50 µg L ⁻¹) pendant 10 jours.	
Zhang et al., 2019	2,4-dichlorophénol (2,4-DCP)	L'exposition <i>in vivo</i> de larves de poisson zèbre (<i>Danio rerio</i>) au 2,4-DCP (0-160 µg / L) de 20 à 50 jours après la fécondation (jpf).	-Diminution de l'expression des gènes males (sox9a, amh et dmr1) sous 2,4-DCP de 20 à 50 dpf. -Suppression de l'expression de gènes femelles (cyp19a1a, foxl2 et esr1).

Les différentes études retenues ont montré que les perturbateurs endocriniens présentent des effets sur les poissons allant des effets au niveau transcriptionnel jusqu'aux effets au niveau individuel qui se traduisent par une féminisation des poissons mâles et une masculinisation des poissons femelle (Guiloski et al., 2017)(Adeogun et al., 2018)(Voisin et al., 2018) (Cao et al., 2019)(Li et al.,2019)(Martínez et al., 2019)(Zhang et al., 2019)(Chen et al., 2020) (Godoi et al., 2020)(Maharajan et al., 2020) (Yuan et al., 2020). Parmi ces perturbateurs, le bisphénol A (BPA)un produitphénolique, quia entraînédes malformations cranio-faciaux chez les embryons du poisson zèbre(*Daniorerio*) exposés*in vivo*à une gamme de concentration comprise entre 0.44 µM et 438 µM pendant 2 à 5 jours après la fécondation (Martínez et al., 2019).Les résultatsdeChen et al (2020)ont égalementmontré que leBPA est capable de perturber la fonction E2 chez lepoisson tilapia(*Oreochromis niloticus*), ce qui est traduit par une augmentation significative du RER vtg2 chez les juvéniles malesexposés à 0,438 µM de bisphénol A (BPA) pendant 7 jours. D'autre part, Zhang et al (2019) et Yuan et al (2020) ont exposé les larves du poisson zèbre (*Daniorerio*) à des concentrations qui s'échelonnent entre 0et 160 µg/ L de 2,4-Dichlorophénol (2,4-DCP) pendant 20 à 50 jours, les résultats ont montré que cette exposition a entraîné des effets sur la différenciation sexuelle du poisson zèbre(*Daniorerio*). Yuan et al (2020), ont observé unediminution de l'expression des gènes males et augmentation des gènesfemelles (amh, nr5a2 et sox9a) alors queZhang et al (2019) ont remarquéune suppression de l'expression des gènes femelles (cyp19a1a, foxl2 et esr1).

Les études portant sur les effets des xeno-œstrogènes chez les poissons ont principalement évalué l'induction de la vitellogénine (mRNA ou VTG plasmatique). Ainsi, Chen et al (2020) ont montré une augmentation significative du RER de l'ARNm vtg2 après l'exposition des juvénilesde tilapias (*Oreochromis niloticus*)à 2,52 nM de 17β-estradiol (E2) pendant 5 jours. D'autres études ont montré que le potentiel perturbateur endocrinien peut

apparaître à long terme. À titre d'exemple, **Martínez et al (2019)** ont observé une augmentation de la longueur du corps des éléuthéroembryons de zèbre. Par ailleurs, **Voisin et al (2018)** ont mis en évidence des modifications dans les concentrations du protéome dans le cerveau et le foie après l'exposition au 17- α -éthinyloestradiol.

Plusieurs études ont montré que les produits pharmaceutiques ont un potentiel perturbateur endocrinien considérable. À titre d'exemple, **Godoi et al (2020)** ont évalué l'effet perturbateur endocrinien du diclofénac (DCF) et la caféine (CAF), en exposant les mâles de l'espèce *Astyanax altiparanae* aux concentrations (3,08 mg L⁻¹) et (9,59 mg L⁻¹) pour le DCF et la CAF respectivement pendant 96 h. Les résultats ont montré une réduction de la concentration de 17 β -estradiol (E2) par rapport au témoin, de même, la testostérone (T) a également été réduite dans les poissons traités par le DCF. **Guiloski et al (2017)** ont également observé une réduction importante du taux de la testostérone (T) chez les mâles de *Rhamdia (Rhamdia quelen)* exposés à 0,25 μ g / L de paracétamol durant de 21 jours. Cette étude a aussi mis en évidence une augmentation des taux d'œstradiol, des niveaux de sérotonine, de dopamine des leucocytes et des thrombocytes. Les résultats ont montré que le paracétamol perturbe l'axe hypothalamo-hypophyso-gonadique, chez *Rhamdia (Rhamdia quelen)*, ce qui suggère que ce médicament mérite une attention par rapport à son effet perturbateur endocrinien potentiel même à des concentrations trouvées dans le milieu aquatique.

Les pesticides sont considérés parmi les polluants environnementaux qui ont des effets néfastes sur le système endocrinien et sont potentiellement responsables de la baisse de la fertilité des animaux. Entre autre, le Pyriproxyfen (PPF) (insecticide) qui a entraîné des modifications des taux des hormones stéroïdiennes circulatoires chez les poissons exposés *In vivo* à 1, 10 et 100 μ g / L pendant 21 jours. Ces modifications se traduisent par un déséquilibre de l'homéostasie hormonale, du rapport estradiol / testostérone (E2 / T) accompagné d'une augmentation de taux de transcription de la vitellogénine dans les tissus hépatiques et en plasma sanguin chez les mâles et leur diminution chez les femelles. Ces altérations ont également induit des modifications histopathologiques dans les gonades (**Maharajan et al., 2020**). Des résultats similaires ont été observés par **Li et al (2019)** chez le poisson zèbre (*Danio rerio*) exposé au tébuconazole (un fongicide largement utilisé) à une gamme de concentrations (0,05 mg / L à 1,84 mg / L).

Les métaux lourds sont des polluants aquatiques importants qui peuvent interférer avec les processus physiologiques et biochimiques des organismes aquatiques y compris le système endocrinien. Ainsi, l'étude de **Cao et al (2019)** a mis en évidence des effets toxiques du cuivre

(Cu) sur le système endocrinien du poisson zèbre (*Danio rerio*) exposé *in vivo* à 0, 10, 20, 40 µg / L pendant 30 jours. Ces effets se traduisent par l'altération d'expression des gènes males dans les gonades et dans le cerveau, par une perturbation des niveaux d'E2, T et 11-KT et par une réduction du poids corporel et du développement gonadique des poissons exposés au cuivre par rapport au témoin. D'autre part, l'étude de **Chen et al (2020)** indique que le cadmium présente des effets oestrogéniques chez les juvéniles mâles du tilapia (*Oreochromis niloticus*) qui se manifestent par une augmentation du rapport d'expression relative de l'ARNm de vitellogénine (vtg2) après l'exposition à 2,865 µM pendant 7 jours.

Les phtalates est une autre catégorie des polluants reconnu par leur potentiel perturbateur endocrinien. Ainsi, **Adeogun et al (2018)** ont observé une atrésie ovocytaire, un intersexe (ovotestis), une agglutination caryoplasmique chez les femelles, une distorsion et une dégénérescence des tubules séminifères et une condensation de cellules tubulaires chez les mâles de l'espèce *Clarias gariepinus* exposé au stade jeune à 400 µg / L des phtalates pendant 14 jours.

En fin il a été montré que le sulfonate de perfluorooctane (SPFO) et le chlorure de tributylétain (TBT) sont des perturbateurs endocriniens ayant des toxicités morphologiques. En effet, le SPFO a présenté des effets spécifiques sur la formation de la notocorde avec des taux plus élevés de scoliose et de cyphose, alors que le TBT provoque des retards de développement chez le poisson zèbre (*Danio rerio*) exposé *in vivo* entre le deuxième et le cinquième jours après la fécondation aux concentrations suivants : BPA (0,44, 4,4, 8,8, 17,5, 26,3, 35,0, 43,8, 219,0 et 438,0 µM); PFOS (0,2, 0,5, 1,0, 2,0, 5,0, 10,0, 15,0, 20,0 et 200,0 µM); TBT ($3,0 \cdot 10^{-4}$, $3,0 \cdot 10^{-3}$, 0,03, 0,10, 0,15, 0,20, 0,25 et 0,30 µM); et E2 (0,1, 1,0, 2,0, 4,0, 6,0, 8,0, 10,0 et 100,0 µM) (**Martínez et al., 2019**).

II. Etude *in situ*

II.1. Eau

Tableau 4 : Résultats des études *in situ* compartiment eau

Références	Lieu	Procédures expérimentales	Résultats
Dan Liu et al., 2017	Lac Luoma en chine.	Détection des perturbateurs endocriniens (17 β -estradiol (E2), 17 α -éthynylestradiol (EE2), le diéthylstilbestrol (DES), le bisphénol A (BPA), le nonylphénol (NP) et le 4-tert-octylphénol (OP)) dans l'eau.	Les perturbateurs endocriniens étudiés sont détectés dans l'eau à des concentrations. -(4-tert-octylphénol) (OP) :4,67 ng / L -(diéthylstilbestrol) (DES) :5,65 ng / L -(17 α -éthynylestradiol) (EE2) :7,97 ng / L -(17 β -estradiol) (E2) :9,41 ng / L -(le bisphénol A) (BPA) :49,38 ng / L -(nonylphénol) (NP) :769,96 ng / L ; Avec une prédominance d'PE Σ phénoliques par rapport PE Σ estrogènes.
Diao et al.,2017	la rivière des Perles en Chine.	Détection des perturbateurs endocriniens.	-Le 4-nonylphénol, 4-tert-octylphénol et de bisphénol sont détectée à des concentrations qui varient de 1,20 à 3352,86 ng / L. -Les concentrations de 4-nonylphénol sont plus élevées que celles de 4-tert-octylphénol et de bisphénol.
Huang et al., 2019	2 rivières rurales en Chine.	Détection des perturbateurs endocriniens.	Les hormones stéroïdiens (quatre androgènes et un seule l'œstrone), trois composés phénoliques, six pesticides, seize hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), Sept métaux lourds et un métalloïde ont été détectés dans les échantillons d'eau au niveau de tous les sites étudiés.
Jia et al., 2019	La Nord région du lac Taihu en Chine.	Détermination des potentiels perturbateurs endocriniens dans les échantillons.	-29 composés perturbateurs endocriniens, dont sept œstrogènes, sept androgènes, six progestatifs et cinq hormones corticosurrénales et quatre polluants industriels ont été détectés simultanément. - 17 produits chimiques ont été détectés au moins dans l'un des échantillons d'eau.
Lu et al., 2020	Les eaux côtières de	Cette étude a examiné la répartition et les risques des	- Le bisphénol A (BPA) a été détecté dans tous les échantillons d'eau avec une

Résultats et discussion

	Chine.	perturbateurs endocriniens sur le littoral dans les eaux côtières de Chine.	concentration moyenne de 449,2 / 186,3 ng / L en hiver / été. - L'estrone a été détecté à une concentration moyenne de 87,2 / 2,7 ng / L en hiver / été. -L'œstrone / BPA représente en moyenne plus de 61% / 71% du quotient de risque total en hiver / été. -La concentration moyenne d'équivalents d'estradiol de tous les PE cibles a atteint 68,87 / 1,76 ng / L en hiver / été.
Pignotti et Dinelli, 2018	La lagune côtière de Pialassa Baiona, en Italie.	Détection des perturbateurs endocriniens (les œstrogènes (β -estradiol, E2; estrone, E1; 17 α -éthinyloestradiol, EE2), les composés phénoliques (nonylphénol, NP; octylphénol, OP; bisphénol A, BPA) et les composés perfluorés (perfluorooctanoïque acide, PFOA; sulfonate de perfluorooctane, SPFO)) dans l'eau.	- Les composés phénoliques et les composés perfluorés sont largement détectés dans les échantillons des eaux. - Les œstrogènes ont été détectés uniquement dans quelques sites, à des concentrations très faibles (<10ng / L).
Wang et al., 2018	Rivière Bahe en Chine.	Détection des composés perturbateurs endocriniens stéroïdiens et phénoliques dans l'eau.	-Le 4-t-octylphénol, nonylphénol, bisphénol-A, d'estrone, de 17 β -estradiol, 17 α -éthinyloestradiol et l'œstriol ont été détecté dans les eaux à des concentrations 126,0, 634,8, 1573,1, 55,9, 23,9, 31,5 et 5,2 ng/L respectivement.

Les études retenues ont montré l'existence des différents perturbateurs endocriniens dans les eaux ; (Dan Liu et al., 2017) (Diao et al.,2017)(Pignotti et Dinelli, 2018) (Wang et al., 2018) (Huang et al., 2019) (Jia et al., 2019) (Lu et al., 2020) Ainsi, le bisphénole BPA a été détecté dans toutes les études retenues à des concentrations différentes. La concentration maximale (1573,1 ng/L) de BPA a été signalée dans les échantillons de l'eau rivière Bahe (Chine) recevant les eaux usées humaines, industrielles et agricoles (Wang et al., 2018). Dans Les eaux côtières chinoises écologiquement fragiles sous l'influence du rythme de développement économique le plus rapide et des activités anthropiques extensives, Lu et al (2020) ont détecté des concentrations moyennes de BPA qui varient de 449,2 à 186,3 ng / L en hiver / été. D'autres rapports,Huang et al (2019) et Jia et al (2019)ont obtenudesconcentrations moyennes duBPA (147.55 à 421 ng/ L) dans 2 rivières et le lac Taihu recevant les effluents d'un grand nombre d'industries, telles que les usines de machines, de galvanoplastie et de

chantiers navals. **Pignotti et Dinelli (2018)** ont également détecté une concentration moyenne (244 ng/L) de BPA dans les eaux côtières de PialassaBaiona (Italie). En outre, **Diao et al (2017)** et **Dan Liu et al (2017)** ont trouvé des faibles concentrations (12.41 à 62.78 ng/L) dans la rivière des Perles et lac Luoma respectivement en Chine.

Un autre composé phénolique largement présent dans les milieux aquatiques ; le nonylphénol (ou 4-nonylphénol) qui a été détecté à des concentrations très élevées qui peuvent aller jusqu'à 3352,86 ng / L dans la rivière des Perles localisée dans une zone de développement agricole, industriel et urbain rapide (**Diao et al., 2017**) et d'autres rivières en Chine recevant les eaux usées domestiques rurales non traitées (**Huang et al., 2019**). Des concentrations plus ou moins similaires (769,96 et 634,8 ng / L) ont été également détectées dans lac Luoma et la rivière Bahe respectivement en Chine (**Liu et al., 2017 ; Wang et al., 2018**). D'autre part, **Pignotti et Dinelli (2018)** ont détecté le nonylphénol à une concentration (135 ng/L) dans les eaux côtières de PialassaBaiona en l'Italie, cette concentration est plus faible par rapport aux autres études.

Le 4-tert-octylphénol est le composé phénolique moins détecté d'après les études choisies. À titre d'exemple, **Wang et al (2018)** ont détecté le 4-tert-octylphénol à une concentration 126,0 ng/L dans l'eau de la rivière Bahe en Chine. Dans deux autres rivières en Chine, le (4-t-OP) est détecté à des concentrations de 14,8 ng/L (**G. Y. Huang et al., 2019**). En fin **Diao et al (2017)** et **Dan Liu et al (2017)** ont montré que le niveau de (4-t-OP) variait de 1,20 à 4,67 ng/L dans la rivière des Perles et lac Luoma en Chine.

Les hormones stéroïdiennes représentent une autre catégorie des perturbateurs endocriniens qui sont largement présents dans l'eau. Ainsi, **Wang et al (2018)** ont détecté les trois hormones stéroïdiennes (d'estrone E1, de 17 β -estradiol E2, de 17 α -éthynylestradiol EE2) à des concentrations 55,9, 23,9, 31,5 ng/L respectivement dans l'eau de la rivière Bahe en Chine. Des concentrations faibles < 11 ng/L ont été détectées dans lac Luoma et deux rivières en Chine et même dans les eaux côtières de PialassaBaiona en l'Italie qui reçoivent les eaux usées des usines environnantes (**Dan Liu et al., 2017 ; Pignotti et Dinelli, 2018 ; Huang et al., 2019**). **Lu et al (2020)** ont également signalé la présence de l'estrone (E1) à des concentrations 87,2 / 2,7 ng / L en hiver / été dans les eaux côtières de Chine.

D'autres perturbateurs endocriniens environnementaux tels que les métaux lourds, les pesticides et les hydrocarbures aromatiques polycycliques ont été largement détectés dans les eaux à différentes concentrations. Ainsi, **Huang et al (2019)** ont détecté des pesticides (isoprocarb, atrazine, fipronil, butachlor, dichlorvos et chlorpyrifos) à des concentrations variant

entre 2,77 et 142,7 ng/L ; des métaux lourds (Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd et Pb) et un métalloïde (As) avec des concentrations maximales qui peuvent atteindre jusqu'à 2,67, 77,4, 0,63, 2,56, 30,5, 0,11, 2,56, 2,76 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivement. Par ailleurs, **Pignotti et Dinelli (2018)** ont été détectés les composés perfluorés à concentration jusqu'à 47 ng/L dans l'eau côtière de Pialassa Baiona (Italie) recevant les eaux usées industrielles, les égouts du bétail et les eaux de ruissellement des terres agricoles.

II.2. Sédiments

Tableau 5 : Résultats des études *in situ* compartiment sédiments

Références	Lieu	Procédures expérimentales	Résultats
Adeogun et al., 2016	Barrage d'Awba en Nigéria.	Détection des perturbateurs endocriniens.	L'analyse des niveaux de polluants dans les sédiments a montré que les congénères As, Cd, Pb, Hg, Ni (métaux lourds), monobutylétain, 4-isononyphénol et PCB (138, 153 et 180) sont significativement plus élevés dans le barrage d'Oba par rapport au site de référence.
Dan Liu et al., 2017	Lac Luoma en chine.	Détection des perturbateurs endocriniens (17 β -estradiol (E2), 17 α -17 α -éthinyloestradiol (EE2), le diéthylstilbestrol (DES), le bisphénol A (BPA), le nonylphénol (NP) et le 4-tert-octylphénol (OP)) dans les sédiments.	Les perturbateurs endocriniens étudiés ont été détectés et des concentrations : -(diéthylstilbestrol) (DES) : 0,18 ng / g ps -(17 α -éthinyloestradiol)(EE2) : 7,97 ng / L ps -(17 β -estradiol) (E2) : 0,85 ng / g ps entre 0,43 et 47,04 ng / g ps, avec une contribution majeure de NP (80% aux concentrations totales d'PE). -Les concentrations totales d'PE Σ phénoliques sont beaucoup plus élevées que les PE Σ estrogènes dans les sédiments.
Diao et al., 2017	La rivière des Perles en Chine.	Détection des perturbateurs endocriniens.	-Le 4-nonylphénol, 4-tert-octylphénol et bisphénolA ont été détectés à des concentrations qui varient de <0,17 à 20,80 ng / g ps. -Les concentrations de 4-nonylphénol sont plus élevées que celles de 4-tert-octylphénol et de bisphénol.
Jia et al., 2019	La nord région du lac Taihu (Chine).	Détermination des potentiels perturbateurs endocriniens d'échantillons des sédiments.	-29 composés perturbateurs endocriniens, dont sept œstrogènes, sept androgènes, six progestatifs et cinq hormones corticosurrénales et quatre polluants industriels ont été détectés simultanément.

Résultats et discussion

			-12 produits chimiques ont été détectés au moins dans l'un des échantillons des sédiments.
Kukup, 2019	Les sédiments de mariculture en Malaisie.	Détection des perturbateurs endocriniens dans les sédiments de mariculture.	La concentration la plus élevée détectée dans les échantillons de sédiments est celle du bisphénol A (0,072-0,389 ng / g ps) suivi par celle du diéthylstilbestrol (<0,208-0,331 ng / g poids sec) et celle du propranolol (<0,250-0,275 ng / g poids sec).
Pignotti et Dinelli, 2018	La lagune côtière de Pialassa Baiona, en Italie	Détection des perturbateurs endocriniens (les œstrogènes (β-estradiol, E2; estrone, E1; 17α-éthinyloestradiol, EE2), les composés phénoliques (nonylphénol, NP; octylphénol, OP; bisphénol A, BPA) et les composés perfluorés (perfluorooctanoïque acide, PFOA; sulfonate de perfluorooctane, SPFO)) dans les sédiments.	-Détection des concentrations élevées des composés phénoliques (nonylphénol, NP ; bisphénol A, BPA) dans les sédiments. -Les œstrogènes et les composés perfluorés ont été détectés à des faibles concentrations dans quelques sites d'échantillonnages.
Puy-Azurmendi et al., 2013	-L'estuaire de la Réserve de biosphère d'Urdaibai (Gernika). -La marina d'Arriluze en Golfe de Gascogne, sud-ouest de l'Europe.	Détection des perturbateurs endocriniens dans les sédiments.	-Les hormones œstrogéniques sont inférieures à la limite de détection et les niveaux de bisphénol A sont très bas. - Les concentrations des composés organostanniques étaient faibles l'estuaire de la Réserve de biosphère d'Urdaibai et relativement élevées dans la marina d'Arriluze. en Golfe de Gascogne dont les concentrations détectées peuvent aller jusqu'à 12 µg / g. - Détection d'alkylphénols et de phtalates à de concentration 8 µg / g dans les sédiments.

Plusieurs études ont porté sur l'occurrence des perturbateurs endocriniens dans le milieu aquatique, les sédiments sont connus pour être l'un des principaux puits de ces produits chimiques en raison de leur forte hydrophobicité. Les composés perturbant le système endocrinien (EDC) comprennent des composés naturels et synthétiques qui sont facilement déchargés dans l'environnement (Puy-Azurmendi et al., 2013) (Adeogun et al., 2016) (Dan Liu et al., 2017) (Diao et al., 2017) (Pignotti et Dinelli, 2018) (Jia et al., 2019). Selon l'étude de Dan Liu et al (2017), les concentrations des composés phénoliques sont les plus élevées parmi les autres perturbateurs détectés dans les sédiments du lac Luoma en Chine qui reçoit les eaux

usées domestiques et industrielles, notamment le nonylphénol (NP) avec une contribution majeure (80% de concentrations totales d'PE. **Diao et al(2017)** ont également détecté le 4-nonylphénol avec des concentrations plus élevées que celles de 4-tert-octylphénol et de bisphénol dans la rivière des Perles en Chine entourée par des zones de développement agricole, industriel et urbain rapides et recevant leur rejets liquides. De même **Pignotti et Dinelli(2018)** ont confirmé la détection des concentrations élevées des composés phénoliques (nonylphénol,NP (7.6ng/g PS) ; bisphénol A, BPA) (1.9 ng/g) dans les sédiments des côtière de PialassaBaiona en Italie recevant plusieurs perturbateurs endocriniens issues des activités agricoles (vignobles, vergers, cultures arables), l'élevage et des rejets des eaux usées provenant des stations d'épuration des villes de Faenza, Forlì et Rimini. D'autre part, **Kukup (2019)** a affirmé que la concentration la plus élevée dans les échantillons de sédiments de mariculture en Malaisie est celle du bisphénol (0,072-0,389 ng / g ps).**Puy-Azurmendi et al (2013)** ont en outre confirmé la présence d'alkylphénols et du Bisphénol à des niveaux très bas dans les sédiments de l'estuaire de la Réserve de biosphère d'Urdaibai (Gernika) et de la marina d'Arriluze en Golfe de Gascogne. Le golfe de Gascogne quise caractérise par la présence d'une variété d'industries telles que la métallurgie, les chantiers navals, le traitement de surface, la production de teinture et de coutellerie et les rejets des effluents des stations d'épuration.

Concernant les produits pharmaceutiques, l'étude de **Pignotti et Dinelli (2018)** a évalué la présence et la répartition des œstrogènes (β -estradiol, E2 ; estrone, E1 ; 17 α -éthynylestradiol , EE2) dans les sédiments de côtière de PialassaBaiona, dans le nord-est de l'Italie, l'étude a montré que les œstrogènes et les composés perfluorés sont détectés à des faibles concentrations dans quelque station d'échantillonnages. De même, **Jia et al (2019)** ont confirmé la présence de, sept œstrogènes, sept androgènes, six progestatifs et cinq hormones corticosurrénales dans les sédiments de région du nord du lac Taihu en Chine qui reçoit les rejets directs des eaux usées domestiques. D'autre part, **Dan Liu et al (2017)** ont mis en évidence l'existence des œstrogènes dans les sédiments de lac Luoma en Chine avec des concentrations ; 0,18 ng / g ps pour diéthylstilbestrol (DES), 7,97 ng / g pour 17 α -éthynylestradiol (EE2) et 0,85 ng / g pour 17 β -estradiol (E2). **Puy-Azurmendi et al (2013)** ont aussi détecté les hormones œstrogéniques dans deux sites étudiés, l'estuaire de la réserve de biosphère d'Urdaibai (Gernika) et la marina d'Arriluze en Golfe de Gascogne, sud-ouest de l'Europe mais avec des faibles concentrations. D'autre part, **Kukup, (2019)** a détecté le diéthylstilbestrol dans les sédiments de mariculture en Malaisie à des concentrations inférieures à 0,208-0,331 ng / g poids sec).

Plusieurs rapports ont montré la présence des perturbateurs endocriniens environnementaux dans les sédiments. Ainsi, les phtalates ont été détectés à une concentration de 8 µg / g dans les sédiments d'estuaire de la Réserve de biosphère d'Urdaibai (Gernika) et de la marina d'Arriluze en Golfe de Gascogne, sud-ouest de l'Europe (**Puy-Azurmendi et al., 2013**). les métaux traces (As, Cd, Pb, Hg, Ni), les PCB, les organostanniques ont été détectés à des concentrations significativement plus élevées dans les sédiments du barrage d'Awba en Nigéria recevant les effluents non traités du communauté universitaire sous forme d'eaux usées domestiques du personnel et des résidences des étudiants, des eaux usées expérimentales des laboratoires des facultés de science et technologie et des sources diffuses comme l'érosion et le lessivage des terres agricoles environnantes (**Adeogun et al., 2016**).

II.3. Poissons

Tableau 6 : Résultats des études *in situ* compartiment poissons

Références	Lieu	Procédures expérimentales	Résultats
Adeogun et al., 2016	Barrage d'Awba en Nigéria.	-Etude histologique des gonades et détection de la vitellogénine (Vtg) et de la protéine zona radiata (Zrp) chez les espèces (<i>Sarotherodon malenotheron</i> et <i>Tilapia guineensis</i>).	-Augmentation significative des transcriptions Vtg et Zrp a été observée chez les mâles du barrage Awba, par rapport aux mâles du site de référence. -Les poissons mâles du barrage d'Awba ont produit des ARNm Vtg et RNAm Zrp significativement plus élevés que les femelles en juin et juillet. -La totalité des poissons examinés dans le barrage d'Awba a montré une prévalence hermaphrodite élevée (34,8%).
Alberto et al., 2019	Rivière Velhas en Brésil.	Détermination des concentrations de testostérone, T ; 11-cétotestostérone, 11-KT ; 17β-oestradiol, E2 ; 17-hydroxyprogestérone, 17-HOP dans l'espèce <i>Astyanax rivularis</i> sur exposées aux perturbateurs endocriniens <i>in situ</i> .	- Des gonades intersexuées (28%), une dégénérescence testiculaire avec épithélium germinale présentant un germe agglutiné de la masse des cellules et des kystes vides (57% et 71%) ont été détectées chez les poissons mâles. -Une plus faible proportion de follicules périnucléolaires, une incidence plus élevée des follicules vitellogènes et des ovocytes âgés caractérisées par la présence de liquide protéinique éosinophile dans le compartiment interstitiel ont été également trouvés chez les femelles des sites touchés.
Dan Liu et al., 2017	Lac Luoma in Chine.	Détection des perturbateurs	-E2, EE2, BPA, NP et OP ont été détectés chez deux espèces des poissons,

Résultats et discussion

		endocriniens (17 β -estradiol (E2), 17 α -éthynylestradiol (EE2), le diéthylstilbestrol (DES), le bisphénol A (BPA), le nonylphénol (NP) et le 4-tert-octylphénol (OP)) chez les espèces <i>Ctenopharyngodon idella</i> et <i>Lateolabrax japonicus</i> .	tandis que le DES n'a été détecté que chez <i>Ctenopharyngodon idella</i> . -les concentrations moyennes d'PES (E2, EE2, DES, BPA, NP et OP) dans les poissons sont respectivement de 0,85, 1,18, 0,11, 7,56, 232,30 et 0,66 ng / g ps. -Les concentrations de tous les œstrogènes (E2, EE2 et DES) et des PES phénoliques (BPA) détectés dans la <i>Ctenopharyngodon idella</i> sont plus élevées par rapport à celles observées chez l'espèce <i>Lateolabrax japonicus</i> . Contrairement les concentration BPA, le NP et l'OP observées chez l'espèce <i>Lateolabrax japonicus</i> sont environ deux fois plus élevées que chez l'espèce <i>Ctenopharyngodon idella</i> .
Diao et al., 2017	Rivière des Perles en Chine.	Détection des perturbateurs endocriniens dans les tissus des espèces <i>Mugil cephalus</i> et <i>Parabramis pekinensis</i> .	-Les concentrations de 4-nonylphénol, de 4-tert-octylphénol et de bisphénol A quivariaient de <1,49 à 237,12 ng / g ps ont été détectés dans les tissus de espèces <i>Mugil cephalus</i> et <i>Parabramis pekinensis</i> .
Geraudie et al., 2017	Rivière Seine en France.	Détermination de sex-ratio et détection de vitellogénine plasmatique chez les mâles de l'espèce <i>Rutilus rutilus</i> .	- Des concentrations élevées de vitellogénine plasmatique, des niveaux de stéroïdes modifiés et jusqu'à 50% de poissons intersexués ont été observés chez les mâles. - la sex-ratio globale de la population de poisson étudié a indiqué un signe de féminisation, certains sites ne montrant que 20% des mâles.
Huang et al., 2019	2 rivières rurales en Chine.	Détermination de sex-ratios, des caractéristiques sexuelles secondaires et des niveaux de transcription des gènes cibles chez les poissons adultes de l'espèce <i>Gambusia affinis</i> .	- Une augmentation significative du rapport mâle / femelle et une présence d'épines hémiales modifiées chez les femelles ont été observées dans les sites d'échantillonnage par rapport au site de référence. - le taux d'expressions d'ARNm Vtg a présenté une augmentation maximale de 6,2 fois par rapport au site de référence. Un développement retardé des épines hémiales a été également observé chez les mâles.
Huang et al., 2020	Les rivières et les étangs à poissons dans la province du Guangdong,	Détermination de sex-ratio et détection de taux de vitellogénine (Vtg) et l'expression de l'ARNm	- Augmentation significative du rapport mâle / femelle dans 7 sites (dont 2 étangs à poissons) parmi les 9 sites d'échantillonnage.

Résultats et discussion

	en Chine.	chez les poissons adultes de l'espèce <i>Gambusia affinis</i> .	<p>-Les épines hémales des femelles ont été masculinisées dans la plupart des sites, tandis que les épines hémales des mâles étaient féminisées dans environ la moitié des sites (y compris 2 étangs à poissons).</p> <p>-Une réduction significative de l'expression de l'ARNm de la vitellogénine (Vtg) a été observée chez les femelles de 2 sites.</p> <p>- Expression élevée de l'ARNm de Vtg a été observée chez les mâles de 2 sites le long des rivières.</p>
Lv et al., 2019	Rivière des Perles dans le sud de la Chine.	Etude de l'accumulation des perturbateurs endocriniens (bisphénol A (BPA), le 4-tert-octylphénol (4-t-OP), le 4-nonylphénol (4-NP), l'estrone (E1), 17 β -estradiol (E2) et 17 α ethinylestradiol (EE2)) dans les espèces des poissons <i>Tilapia aurea</i> , <i>Cirrhinus molitorella</i> et <i>Parabramis pekinensis</i> .	<p>Tous les PE étudiés, à l'exception du EE2, ont été détectés dans au moins un des quatre tissus de poisson (bile, foie, plasma et muscle)</p> <p>-Les concentrations de BPA et de 4-NP sont supérieures à celles de 4-t-OP, E1 et E2 dans tous les tissus.</p> <p>-Les valeurs médianes des facteurs de bioaccumulation logarithmiques des PE sont de l'ordre de 3,86 à 4,52 dans la bile, 2,06 à 3,16 dans le foie, 2,69 à 3,87 dans le plasma et 1,34 à 2,30 dans le muscle, indiquant un potentiel de bioaccumulation plus élevé dans la bile par rapport aux autres tissus.</p>
Miccoli et al., 2017	La mer Adriatique occidentale	Détection des perturbateurs endocriniens, des vitellogénines et des protéines de zona radiata chez les poissons d'anchois sauvage (<i>Engraulis encrasicolus</i>)	<p>-Vingt et un PCB et cinq organochlorés ont été détectés à des concentrations de l'ordre de ng/ g</p> <p>-La vitellogénine, le récepteur de la vitellogénine et les gènes codant pour les protéines de zona radiata ont été détectés dans chez les mâles.</p> <p>-L'intersexe a été identifié histologiquement dans les 13% des testicules.</p>
Puy-Azurmendi et al., 2013	-l'estuaire de la Réserve de biosphère d'Urdaibai (Gernika) -la marina d'Arriluze en Golfe de Gascogne, sud-ouest de l'Europe.	Détermination de l'histologie des gonades, et des taux de protéine de vitellogénine plasmatique (VTG) et les taux d'ARNm de la vitellogénine (vtg), chez Le mullet lippu (<i>Chelon Labrosus</i>).	<p>-Une intersexualité des gonades jusqu'à 33% a été observée dans la Réserve de biosphère d'Urdaibai (Gernika).</p> <p>-Un seul intersexe des gonades a été trouvé à la marina d'Arriluze.</p> <p>-Des niveaux importants des protéines VTG ont été détectés non seulement chez les femelles mais aussi chez certains poissons indifférenciés mâles et intersexués.</p> <p>-L'ARNm de vtg a été détecté chez un</p>

Résultats et discussion

			mâle de Gernika.
Wang et al., 2018	Rivière Bahe en Chine.	Détection des composés perturbateurs endocriniens stéroïdiens et phénoliques de l'espèce <i>Hemiculter leucisculus</i> .	-Détection du 4-t-octylphénol, de nonylphénol, de bisphénol-A, d'estrone, de 17 β -estradiol, de 17 α -éthynylestradiol et d'œstrioldans le tissu musculaire de l'espèce <i>Hemiculter leucisculus</i> à des concentrations 26,4, 103,5, 146,9, 14,2, 9,3, 13,8 et 1,3 ng/g respectivement. -Amélioration des conditions de croissance accompagné par une inhibition de la croissance des gonades et une suppression de la spermatogénèse chez l'espèce étudiée.
Zhou et al., 2018	Rivière Xiangjiang en Chine.	Détection des perturbateurs endocriniens (bisphénol A (BPA), diéthylstilbestrol, estrone, 4-n-nonylphénol et 17 α -éthynylestradiol) dans les organes (le muscle, le foie, les branchies) des espèces (<i>Siniperca Chuatsi</i> , <i>Cyprinus Carpio</i> , <i>Parabramis Pekinensis</i>).	- Les poissons Carnivores (<i>Siniperca Chuatsi</i>) et omnivores (<i>Cyprinus Carpio</i>) ont accumulé des teneurs plus élevées en bisphénol A (BPA), diéthylstilbestrol et estrone par rapport aux poissons herbivores (<i>Parabramis Pekinensis</i>) dans les muscles et le foie. -le 4-n-nonylphénol et l'estrone ont été trouvés à des niveaux plus élevés et plus fréquemment dans le foie. -Les concentrations les plus élevées de BPA ont été trouvées dans les gonades.

Les différentes études retenues ont montré la présence des traces des perturbateurs endocriniens chez les poissons qui ont présenté des effets allant des effets au niveau transcriptionnel jusqu'aux effets au niveau individuel qui se traduisent par une féminisation des mâles et ou une masculinisation des femelles (Puy-Azurmendi et al., 2013) Adeogun et al., 2016) (Diao et al., 2017) (Geraudie et al., 2017) (Miccoli et al., 2017) (Wang et al., 2018) (Alberto et al., 2019) (G. Y. Huang et al., 2019) (Huang et al., 2020). A titre d'exemple, Huang et al (2020) ont détecté une réduction de l'expression de l'ARNm de la vitellogénine (Vtg) chez les femelles et une augmentation chez les mâles accompagné d'une augmentation significative du rapport mâle / femelle chez poissons moustiques (*Gambusia affinis*) capturés dans des rivières et des étangs à poissons dans la province du Guangdong, en Chine recevant les eaux usées des fermes porcines. Puy-Azurmendi et al (2013) ont également détecté des niveaux importants des protéines VTG dans les poissons mâles accompagné d'une

intersexualité des gonades jusqu'à 33% des poissons mullet lippu (*ChelonLabrosus*) dans la réserve de biosphère d'Urdaibai (Gernika) qui contient plusieurs perturbateurs endocriniens dans les sédiments (Le BPA, les organostanniques (OT), les AP et les phtalates). D'autre part, **Adeogun et al (2016)** ont détecté une féminisation des poisson qui se manifeste par une augmentation significative des transcriptions Vtg et Zrp chez les tilapiasmâles (*Sarotherodon malenotheron* et *Tilapia guineensis*), et une prévalence hermaphrodite élevée (34,8%), y compris les mâles et les femelles des deux espèces de tilapias (*Sarotherodon malenotheron* et *Tilapia guineensis*) capturés dans barrage d'Awba en Nigéria, à cause de la présence des perturbateurs endocriniens (métaux lourds (As, Cd, Pb, Hg et Ni), monobutylétain, 4-iso-nonyphénol et PCB (138, 153 et 180)) dans l'eau de Barrage d'Awba qui reçoit les effluents de l'Université d'Ibadan (Nigéria) et de plusieurs autres sources anthropiques. En outre, **G. Y. Huang et al (2019)** ont observé une augmentation significative du rapport mâle / femelle, un développement retardé des épines hémiales et aussi une augmentation d'ARNm et de Vtg jusqu'à 6,2 fois (par rapports au site de référence) des poisson-moustique (*Gambusia affinis*) de l'ouest peuplant deux rivières rurales en chine recevant des eaux usées domestiques rurales non traités.

Dans une étude évaluant les effets biologiques dus aux composés œstrogéniques environnementaux dans cafard mâle adulte (*Rutilus rutilus*) dans la rivière de la Seine en France, l'une des rivières les plus polluées d'Europe, **Geraudie et al (2017)** ont obtenu des concentrations de vitellogénine plasmatique et des niveaux très élevés de stéroïdes modifiés ; ils ont également observé l'intressex chez jusqu'à 50% chez poissons mâles. Dans une autre étude réalisée en Brésil sur l'espèce *Astyanax rivularis* qui vie dans la Rivière Velhas en Brésil recevant des rejets d'eaux usées municipales. **Alberto et al (2019)** ont également détecté des gonades intersexuées (28% en S3) et une dégénérescence testiculaire avec épithélium germinal présentant un germe agglutiné masse de cellules et kystes vides (57% en S2 et 71% chez les poissons males), ils ont détecté d'autre part chez les femelles des concentrations plus élevées de 11-KT, des ovocytes âgés caractérisées par la présence de liquide protéinique éosinophile dans le compartiment interstitiel.

Wang et al (2018) ont détectés des concentrations moyennes des 4-t-octylphénol, de nonylphénol, de bisphénol-A, d'estrone, de 17 β -estradiol, de 17 α -éthinylestadiol et d'œstriol à des concentrations 26,4, 103,5, 146,9, 14,2, 9,3, 13,8 et 1,3 ng/g respectivement dans les tissus de l'espèce *Hemiculter leucisculus* dans Rivière Bahe en Chine polluée par les PE (4-t-octylphénol, de nonylphénol, de bisphénol-A, d'estrone, de 17 β -estradiol, de 17 α -éthinylestadiol et d'œstriol) à des concentration 126,0, 634,8, 1573,1, 55,9, 23,9, 31,5 et 5,2

ng/L respectivement. Ils ont également observé une inhibition de la croissance des gonades et une suppression de la spermatogenèse chez l'espèce *Hemiculterleucisculus*.

Les zones côtières sont parmi les milieux aquatiques les plus touchées en raison de leur proximité aux activités anthropiques polluantes terrestres. Ainsi **Miccoli et al (2017)** ont détecté vingt et un PCB et cinq organochlorés dans le foie et les gonades des mâles d'anchois sauvage (*Engraulis encrasicolus*) et aussi une augmentation de la vitellogénine, du récepteur de la vitellogénine et des gènes codant pour les protéines de zona radiata dans les mâles de l'espèce *Engraulis encrasicolus*. En outre, l'intersexe a été identifié histologiquement dans 13% des testicules.

Plusieurs études retenues ont montré que les perturbateurs endocriniens sont accumulés dans les différents organes des poissons (le foie, les muscles, les gonades, la bile...) (**Dan Liu et al., 2017**) (**Diao et al., 2017**) (**Zhou et al., 2018**) (**Lv et al., 2019**). Ainsi, **Lv et al. (2019)** ont détecté des différents perturbateurs endocriniens (bisphénol A (BPA), le 4-tert-octylphénol (4-t-OP), le 4-nonylphénol (4-NP), l'estrone (E1) et 17 β -estradiol (E2)) dans quatre tissus des poissons (bile, foie, plasma et muscle) avec des valeurs médianes des facteurs de bioaccumulation logarithmique de l'ordre de 3,86 - 4,52 dans la bile, 2,06 - 3,16 dans le foie, 2,69 - 3,87 dans le plasma et 1,34 - 2,30 dans le muscle chez les poissons capturés dans la rivière des perles en Chine. De la même manière, différents perturbateurs endocriniens (bisphénol A (BPA), diéthylstilbestrol, estrone, 4-n-nonylphénol et 17 α -éthynylestradiol) ont été détectés dans les tissus (le foie, les muscles et les gonades) des espèces *Siniperca chuatsi*, *Cyprinus carpio* et *Parabramis pekinensis* capturés dans la rivière Xiangjiang en Chine (**Zhou et al., 2018**). **Dan Liu et al (2017)** ont détecté E2, EE2, DES, BPA, NP et OP à des concentrations moyennes 0,85, 1,18, 0,11, 7,56, 232,30 et 0,66 ng / g respectivement dans la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*) et dans le Bar du Japon (*Lateolabrax japonicus*) provenant du lac Luoma en Chine, située au milieu de nombreux villages, zones industrielles et certaines villes recevant de grandes quantités des eaux usées domestiques et industrielles. Dans la rivière des Perles en Chine, qui se caractérise par une localisation dans une zone de développement agricole, industriel et urbain rapides, **Diao et al (2017)** ont détecté 4-nonylphénol, de 4-tert-octylphénol et de bisphénol A à des concentrations qui varient de <1,49 à 237,12 ng / g dans les tissus du Mulet cabot (*Mugil cephalus*) et de la brème (*Parabramis pekinensis*).

Conclusion

Conclusion

Les PE sont des composés chimiques aux modes d'action complexes pouvant agir de manière variée sur la fonction endocrine. Leur présence dans le milieu aquatique a soulevé de nombreuses interrogations concernant leurs effets sur les organismes aquatiques.

Plusieurs études faites sur les matrices eaux et sédiments dans les différents écosystèmes aquatiques au tour du monde montrent que l'eau et les sédiments qui sont les principales voies de contaminations des poissons, sont des bons récepteurs et des stocks importants pour l'accumulation des perturbateurs endocriniens. D'autre part L'ensemble des recherches effectuées sur les organismes aquatiques, en particulier sur les poissons exposés à des concentrations bien connus des substances chimiques, montrent que ces substances ont la capacité d'interférer avec le système endocrinien, même à des faibles concentrations.

D'après notre étude a montré que les perturbateurs endocriniens affectent le système de reproduction des poissons du niveau transcriptionnel jusqu'aux effets au niveau individuel, en perturbant l'homéostasie hormonale et par conséquent ils provoquent le plus souvent la féminisation des poissons males ou là masculinisation des femelles. Nos résultats indiquent aussi que la féminisation des poissons males peut entraîner des effets défavorables au niveau de la population, mais cette hypothèse n'a pas encore été entièrement traitée. Donc et vue ses effets indésirables des PE et autres encore dangereux que ce soit sur le système aquatique ou les autres systèmes nous proposons en perspectives pour compléter les études déjà fait à ce propos ;

- Les perturbateurs endocriniens environnementaux et les maladies endocriniennes de l'enfant.
- La relation entre les perturbateurs endocriniens et l'infertilité humaine.
- Les effets des perturbateurs endocriniens sur la biodiversité aquatique.

Références bibliographiques

Aanchal, Barman, S., & Basu, S. (2020). Complete removal of endocrine disrupting compound and toxic dye by visible light active porous g-C₃N₄/H-ZSM-5 nanocomposite. *Chemosphere*, 241. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124981>

Aarab, N. (2004). *Les biomarqueurs chez les poissons et les bivalves : de l'exposition à l'effet et du laboratoire au terrain* (Doctoral dissertation, Bordeaux 1).

Abarnou, A., & Duchemin, J. (2008). Distribution et devenir de contaminants persistants dans les écosystèmes littoraux. Comparaison Manche ouest-Manche est. *Rapport Final Etude AESN-Ifremer*. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6148/>

Adeogun, A. O., Ibor, O. R., Imiuwa, M. E., Omogbemi, E. D., Chukwuka, A. V., Omiwole, R. A., & Arukwe, A. (2018). Endocrine disruptor responses in African sharptooth catfish (*Clarias gariepinus*) exposed to di-(2-ethylhexyl)-phthalate. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*, 213(June), 7–18. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2018.07.001>

Adeogun, A. O., Onibonoje, K., Ibor, O. R., Omiwole, R. A., Chukwuka, A. V, Ugwumba, A. O., Ugwumba, A. A. A., & Arukwe, A. (2016). Endocrine-disruptor molecular responses , occurrence of intersex and gonado-histopathological changes in tilapia species from a tropical freshwater dam (Awba Dam) in Ibadan , Nigeria. *Aquatic Toxicology*, 174, 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.02.002>

Alberto, A., Peruci, D., Magno, R., & Melo, C. (2019). General and Comparative Endocrinology Environmental exposure to oestrogenic endocrine disruptors mixtures reflecting on gonadal sex steroids and gametogenesis of the neotropical fish *Astyanax rivularis*. *General and Comparative Endocrinology*, 279(December 2018), 99–108. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2018.12.016>

Amiard, J. C., & Amiard-Triquet, C. (2008). Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. Lavoisier, Paris, 149-202

Azam, S. M. R., Ma, H., Xu, B., Devi, S., Siddique, M. A. B., Stanley, S. L., Bhandari, B., & Zhu, J. (2020). Efficacy of ultrasound treatment in the and removal of pesticide residues from fresh vegetables: A review. *Trends in Food Science and Technology*, 97(301), 417–432. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2020.01.028>

- Barbier, G. (2011).** Rapport sur les perturbateurs endocriniens, le temps de la précaution. *Sénat: Assemblée nationale, France.*
- Baudiffier, D. (2012).** *Modes de perturbation de la stéroïdogénèse testiculaire et de la spermatogénèse chez le poisson zèbre (Danio rerio) par des fongicides azolés* (Doctoral dissertation).
- Bendridi, N., Pugeat, M., & Lejeune, H. (2001).** *Mise au point Xénobiotiques et altération de la fonction de reproduction chez l'homme* *Mise au point*. V, 281–285.
- Bergé, A. (2012).** *Identification des sources d'alkylphénols et de phtalates en milieu urbain: comparaison des rejets à dominante urbaine (domestique) par rapport à des rejets purement industriels* (Doctoral dissertation).
- Besse, J. P. (2010).** *Impact environnemental des médicaments à usage humain sur le milieu récepteur: évaluation de l'exposition et des effets pour les écosystèmes d'eau douce* (Doctoral dissertation, Université Paul Verlaine-Metz).
- Bezanson, C. (2017).** Perturbateurs endocriniens. *Revue Francophone d'Orthoptie*, 10(2), 62–64. <https://doi.org/10.1016/j.rfo.2017.05.007>
- Boillot, C., & Perrodin, Y. (2008).** *Evaluation des risques écotoxicologiques liés aux rejets d'effluents hospitalier dans les milieux aquatiques. Contribution à l'amélioration de la phase "caractérisation des effets"*. 292.
- Botton, J., Kadawathagedara, M., & de Lauzon-Guillain, B. (2017).** Endocrine disrupting chemicals and growth of children. *Annales d'Endocrinologie*, 78(2), 108–111. <https://doi.org/10.1016/j.ando.2017.04.009>
- Burkina, V., Zlabek, V., & Zamaratskaia, G. (2015).** Effects of pharmaceuticals present in aquatic environment on Phase I metabolism in fish. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 40(2), 430–444. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.07.016>
- Butt, C. M., & Stapleton, H. M. (2013).** Inhibition of thyroid hormone sulfotransferase activity by brominated flame retardants and halogenated phenolics. *Chemical research in toxicology*, 26(11), 1692-1702.

Cao, J., Wang, G., Wang, T., Chen, J., Wenjing, G., Wu, P., He, X., & Xie, L. (2019). Copper caused reproductive endocrine disruption in zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology*, 211(March), 124–136. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.04.003>

Chaussinand, L. (2015). Les perturbateurs endocriniens. *Université du Québec à Chicoutimi*.

Chen, J. R., Wu, S. M., Tsai, S. C., Hsien, F. C., & Huang, C. T. (2020). Changes in vitellogenin and estrogen receptor expression and 17 β -estradiol concentration in male juvenile tilapia can be used to evaluate endocrine-disrupting chemicals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part - C: Toxicology and Pharmacology*, 229, 108682. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108682>

Cherin, P., Voronska, E., Fraoucene, N., & de Jaeger, C. (2012). Toxicité aiguë des pesticides chez l'homme. *Medecine et Longevite*, 4(2), 68–74. <https://doi.org/10.1016/j.mlong.2012.05.003>

Cheshenko, K., Pakdel, F., Segner, H., Kah, O., & Eggen, R. I. L. (2008). *Interference of endocrine disrupting chemicals with aromatase CYP19 expression or activity , and consequences for reproduction of teleost fish.* 155, 31–62. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2007.03.005>

Christopher, F. C., Kumar, P. S., Christopher, F. J., Joshiba, G. J., & Madhesh, P. (2020). Recent advancements in rapid analysis of pesticides using nano biosensors: A present and future perspective. *Journal of Cleaner Production*, 269, 122356. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122356>

Cicolella, A (2011). *Evaluation Des Risques Et Perturbateurs Endocriniens : August*, 19–23. <https://doi.org/10.1016/j.mlong.2011.07.001>

Connolly, L. (2009). Endocrine-disrupting chemicals: Origins, fates and transmission into the food chain. In *Endocrine-Disrupting Chemicals in Food*. Woodhead Publishing Limited. <https://doi.org/10.1533/9781845695743.2.103>

Cuvillier-Hot, V., & Lenoir, A. (2020). Invertebrates facing environmental contamination by endocrine disruptors: Novel evidences and recent insights. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 504(January), 110712. <https://doi.org/10.1016/j.mce.2020.110712>

- Dan Liu, Wu, S., Xu, H., Zhang, Q., Zhang, S., Shi, L., Yao, C., Liu, Y., & Cheng, J. (2017).** Distribution and bioaccumulation of endocrine disrupting chemicals in water, sediment and fishes in a shallow Chinese freshwater lake: Implications for ecological and human health risks. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 140(February), 222–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.02.045>
- Daouk, T. (2011).** *Effets de contaminations d'embryons et d'adultes de poissons zèbres (Danio rerio) par des PCB et des HAP* (Doctoral dissertation).
- Darbre, P. D. (2019).** Science Direct The history of endocrine-disrupting chemicals. *Current Opinion in Endocrine and Metabolic Research*, 7, 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.coemr.2019.06.007>
- Das, S., Raj, R., Mangwani, N., Dash, H. R., & Chakraborty, J. (2014).** Heavy Metals and Hydrocarbons: Adverse Effects and Mechanism of Toxicity. In *Microbial Biodegradation and Bioremediation*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800021-2.00002-9>
- Dehdashti, B., Amin, M. M., & Chavoshani, A. (2020).** Other trace elements (heavy metals) and chemicals in aquatic environments. In *Micropollutants and Challenges*. INC. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-818612-1.00006-4>
- De Courten, B., Romney, A., & Brander, S. (2019).** The Heat Is On: Complexities of Aquatic Endocrine Disruption in a Changing Global Climate. In *Separation Science and Technology (New York)* (Vol. 11). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815730-5.00002-8>
- De Oliveira, M., Frihling, B. E. F., Velasques, J., Filho, F. J. C. M., Cavalheri, P. S., & Migliolo, L. (2020).** Pharmaceuticals residues and xenobiotics contaminants: Occurrence, analytical techniques and sustainable alternatives for wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 705, 135568. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135568>
- Diao, P., Chen, Q., Wang, R., Sun, D., Cai, Z., Wu, H., & Duan, S. (2017).** Phenolic endocrine-disrupting compounds in the Pearl River Estuary: Occurrence, bioaccumulation and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 584–585, 1100–1107. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.169>

Duan, C., Ma, T., Wang, J., & Zhou, Y. (2020). Removal of heavy metals from aqueous solution using carbon-based adsorbents: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 37(130), 101339. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101339>

-E-

El Cadi, M. A., El Jaoudi, R., Bouslimane, Y., Bouklouze, A., & Cherrah, Y. (2011). Les perturbateurs endocriniens: Quel risque pour la santé? *Medecine Therapeutique Medecine de La Reproduction, Gynecologie et Endocrinologie*, 13(2), 102–109. <https://doi.org/10.1684/mte.2011.0352>

Elie, P., & Girard, P. (2009). *Effets des micropolluants et des organismes pathogènes chez l'anguille européenne Anguilla anguilla L. 1758* (Doctoral dissertation, irstea).

-G-

Geraudie, P., Gerbron, M., & Minier, C. (2017). Endocrine disruption effects in male and intersex roach (*Rutilus rutilus*, L.) from French rivers: An integrative approach based on subcellular to individual responses. *Comparative Biochemistry and Physiology Part - B: Biochemistry and Molecular Biology*, 211, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2017.05.006>

Giulivo, M., Lopez de Alda, M., Capri, E., & Barceló, D. (2016). Human exposure to endocrine disrupting compounds: Their role in reproductive systems, metabolic syndrome and breast cancer. A review. *Environmental Research*, 151, 251–264. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.07.011>

Godoi, F. G. A., Muñoz-Peñuela, M., Gomes, A. D. O., Tolussi, C. E., Brambila-Souza, G., Branco, G. S., Lo Nostro, F. L., & Moreira, R. G. (2020). Endocrine disruptive action of diclofenac and caffeine on *Astyanax altiparanae* males (Teleostei: Characiformes: Characidae). *Comparative Biochemistry and Physiology Part - C: Toxicology and Pharmacology*, 231(January). <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108720>

Guiloski, I. C., Ribas, J. L. C., Piancini, L. D. S., Dagostim, A. C., Cirio, S. M., Fávoro, L. F., Boschen, S. L., Cestari, M. M., da Cunha, C., & Silva de Assis, H. C. (2017). Paracetamol causes endocrine disruption and hepatotoxicity in male fish *Rhamdia quelen* after subchronic exposure. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 53, 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.05.005>

Gupta, R., Kumar, P., Fahmi, N., Garg, B., Dutta, S., Sachar, S., Matharu, A. S., & Vimalaswaran, K. S. (2020). Endocrine Disruption and Obesity: A current review on Environmental Obesogens. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2020.06.002>

-H-

Habila, S. (2018). *Thèse de doctorat: Evaluation du risque écologique et sanitaire de la contamination des eaux et des sédiments d u barrage Beni Haroun (Wilaya de Mila) Université 8 Mai 1945 de GUEMA Algerie*. 226.

Hachfi, L. (2013). *Effets de stress physico-chimiques sur l'expression de gènes impliqués dans l'homéostasie et la fonction de l'axe hypothalamo-hypophyso-gonado-hépatique chez le loup (Dicentrarchus labrax L.)* (Doctoral dissertation).

Hamers, T., Kamstra, J. H., Cenijn, P. H., Pencikova, K., Palkova, L., Simeckova, P., ... & Machala, M. (2011). In vitro toxicity profiling of ultrapure non-dioxin-like polychlorinated biphenyl congeners and their relative toxic contribution to PCB mixtures in humans. *Toxicological Sciences*, *121*(1), 88-100.

Houston, T. J., & Ghosh, R. (2020). Untangling the association between environmental endocrine disruptive chemicals and the etiology of male genitourinary cancers. *Biochemical Pharmacology*, *172*, 113743. <https://doi.org/10.1016/j.bcp.2019.113743>

Huang, G., Shi, W., Fang, G., Liang, Y., & Liu, Y. (2020). Endocrine disruption in western mosquitofish from open and closed aquatic ecosystems polluted by swine farm wastewaters. *Environment International*, *137*(February), 105552. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105552>

Huang, G. Y., Liu, Y. S., Liang, Y. Q., Shi, W. J., Yang, Y. Y., Liu, S. S., Hu, L. X., Chen, H. X., Xie, L., & Ying, G. G. (2019). Endocrine disrupting effects in western mosquitofish *Gambusia affinis* in two rivers impacted by untreated rural domestic wastewaters. *Science of the Total Environment*, *683*, 61–70. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.231>

-I-

Ismail, N. A. H., Wee, S. Y., & Aris, A. Z. (2017). Multi-class of endocrine disrupting compounds in aquaculture ecosystems and health impacts in exposed biota. *Chemosphere*, *188*, 375–388. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.150>

-J-

Jacques, C. (2010). *Étude de la diffusion et du métabolisme cutané de xénobiotiques sur la peau d'oreille de porc maintenue en survie par comparaison avec le foie* (Doctoral dissertation, Université de Toulouse, Université Toulouse III-Paul Sabatier)

Janex-Habib, M., Bruchet, A., Loret, J., & Schlosser, O. (2005). Les perturbateurs endocriniens : quelles questions pour l'eau potable ? : L'eau potable. *L' Eau, l'industrie, Les Nuisances*, 283, 39–42.

Jia, Y., Hammers-wirtz, M., Crawford, S. E., Chen, Q., Seiler, T., Schäffer, A., & Hollert, H. (2019). Science of the Total Environment Effect-based and chemical analyses of agonistic and antagonistic endocrine disruptors in multiple matrices of eutrophic freshwaters. *Science of the Total Environment*, 651, 1096–1104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.199>

-K-

Kar, S., Sangem, P., Anusha, N., & Senthilkumaran, B. (2020). Endocrine disruptors in teleosts: Evaluating environmental risks and biomarkers. *Aquaculture and Fisheries*, June. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2020.07.013>

Krantzberg, G., & Hartley, P. (2018). Feasible policy development and implementation for the destruction of endocrine disruptors in wastewater. *Science of the Total Environment*, 631–632, 246–251. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.031>

Ketata, I., Smaoui-Damak, W., Guermazi, F., Rebai, T., & Hamza-Chaffai, A. (2007). In situ endocrine disrupting effects of cadmium on the reproduction of *Ruditapes decussatus*. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 146(3), 415–430. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.05.002>

Kukup, P. (2019). Occurrence of endocrine disrupting compounds in mariculture sediment of. *Marine Pollution Bulletin*, November, 110735. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110735>

-L-

Lee, J. W., Choi, H., Hwang, U. K., Kang, J. C., Kang, Y. J., Kim, K. Il, & Kim, J. H. (2019). Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 68(March), 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.010>

Li, M., Sun, L., & Wang, D. (2018). General and Comparative Endocrinology Roles of estrogens in fish sexual plasticity and sex differentiation. *General and Comparative Endocrinology*, *October*, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2018.11.015>

Li, S., Sun, Q., Wu, Q., Gui, W., Zhu, G., & Schlenk, D. (2019). Endocrine disrupting effects of tebuconazole on different life stages of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Pollution*, *249*, 1049–1059. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.067>

Liu, Y. Y., Lin, Y. S., Yen, C. H., Miaw, C. L., Chen, T. C., Wu, M. C., & Hsieh, C. Y. (2018). Identification, contribution, and estrogenic activity of potential EDCs in a river receiving concentrated livestock effluent in Southern Taiwan. *Science of the Total Environment*, *636*, 464–476. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.031>

Liu, Z. hua, Kanjo, Y., & Mizutani, S. (2010). A review of phytoestrogens: Their occurrence and fate in the environment. *Water Research*, *44*(2), 567–577. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.025>

Lu, J., Zhang, C., Wu, J., Zhang, Y., & Lin, Y. (2020). Seasonal distribution, risks, and sources of endocrine disrupting chemicals in coastal waters: Will these emerging contaminants pose potential risks in marine environment at continental-scale? *ECSN*, 125907. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125907>

Ludwig, S. (2011). *Comportement d'un "Perturbateur Endocrinien" et d'un "non Perturbateur Endocrinien" vis à vis de la toxicité testiculaire chez le rat* (Doctoral dissertation).

Lv, Y., Yao, L., Wang, L., Liu, W., & Zhao, J. (2019). Chemosphere Bioaccumulation, metabolism, and risk assessment of phenolic endocrine disrupting chemicals in specific tissues of wild fish. *Chemosphere*, *226*, 607–615. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.187>

-M-

Maharajan, K., Muthulakshmi, S., Karthik, C., Nataraj, B., Nambirajan, K., Hemalatha, D., Jiji, S., Kadirvelu, K., Liu, K., & Ramesh, M. (2020). Pyriproxyfen induced impairment of reproductive endocrine homeostasis and gonadal histopathology in zebrafish (*Danio rerio*) by altered expression of hypothalamus-pituitary-gonadal (HPG) axis genes. In *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139496>

- Magalhaes-Antoine, I. (2004).** *Développement d'un test d'agglutination pour la détection, in situ, de la vitellogénine: biomarqueur de la contamination des écosystèmes aquatiques par oestrogènes mimétiques* (Doctoral dissertation, Université Paul Verlaine-Metz).
- Martínez, R., Herrero-nogareda, L., Antro, M. Van, Pilar, M., Casado, M., Barata, C., Piña, B., & Navarro-martín, L. (2019).** Morphometric signatures of exposure to endocrine disrupting chemicals in zebra fish eleutheroembryos. *Aquatic Toxicology*, 214(May), 105232. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105232>
- Martín-Pozo, L., Cantarero-Malagón, S., Hidalgo, F., Navalón, A., & Zafra-Gómez, A. (2020).** Determination of endocrine disrupting chemicals in human nails using an alkaline digestion prior to ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Talanta*, 208(September 2019). <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2019.120429>
- Massaad, C., & Barouki, R. (1999).** An assay for the detection of xenoestrogens based on a promoter containing overlapping EREs. *Environmental health perspectives*, 107(7), 563-566
- Mauduit, C., Florin, A., Amara, S., Bozec, A., Siddeek, B., Cunha, S., Meunier, L., & Selva, J. (2006).** *Effets à long terme des perturbateurs endocriniens environnementaux sur la fertilité masculine Long-term effects of environmental endocrine disruptors on male fertility*. 34, 978–984. <https://doi.org/10.1016/j.gyobfe.2006.08.010>
- Meerts, I. A., Assink, Y., Cenijs, P. H., Van den Berg, J. H., Weijers, B. M., Bergman, Å., ... & Brouwer, A. (2002).** Placental transfer of a hydroxylated polychlorinated biphenyl and effects on fetal and maternal thyroid hormone homeostasis in the rat. *Toxicological sciences*, 68(2), 361-371.
- Melis, B., Bocquene, G., & Raffin, B. (1999).** Effets endocriniens des contaminants en milieu marin. Université de Marseille 2 IFREMER, DELIPC, Nantes
- Micoli, A., Maradonna, F., Felice, A. De, Barucchi, V. C., Estonba, A., Genangeli, M., Vittori, S., Leonori, I., & Carnevali, O. (2017).** Detection of endocrine disrupting chemicals and evidence of their effects on the HPG axis of the European anchovy *Engraulis encrasicolus*. *Marine Environmental Research*. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.04.006>
- Mills, L. J., & Chichester, C. (2005).** Review of evidence: Are endocrine-disrupting chemicals in the aquatic environment impacting fish populations? *Science of the Total Environment*, 343(1–3), 1–34. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.070>

Multigner, L., & Kadhel, P. (2008). Perturbateurs endocriniens, concepts et réalité. *Archives Des Maladies Professionnelles et de l'Environnement*, 69(5), 710–717. <https://doi.org/10.1016/j.admp.2008.09.004>

-N-

Nagahama, Y. (1994). Endocrine regulation of gametogenesis in fish. *International Journal of Developmental Biology*, 38(2), 217–229. <https://doi.org/10.1387/ijdb.7981031>

Natoli, L., Luci, G., Mennillo, E., Adeogun, A. O., & Arukwe, A. (2019). Assessing the effects of Awba dam sediment (Nigeria) on the steroidogenesis of H295R cells using different extraction methods. *Science of the Total Environment*, 650, 121–131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.409>

Net-David, S. (2016). *Contaminants organiques en milieux aquatiques: développements analytiques, techniques et applications* (Doctoral dissertation).

Nishimura, N., Miyabara, Y., Sato, M., Yonemoto, J., & Tohyama, C. (2002). Immunohistochemical localization of thyroid stimulating hormone induced by a low oral dose of 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in female Sprague–Dawley rats. *Toxicology*, 171(2-3), 73-82.

Noyes, P. D., Lema, S. C., Macaulay, L. J., Douglas, N. K., & Stapleton, H. M. (2013). Low level exposure to the flame retardant BDE-209 reduces thyroid hormone levels and disrupts thyroid signaling in fathead minnows. *Environmental science & technology*, 47(17), 10012-10021

-P-

Pignotti, E., & Dinelli, E. (2018). Distribution and partition of endocrine disrupting compounds in water and sediment: Case study of the Romagna area (North Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 195(January), 66–77. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.02.008>

Pilli, F. (2005). *Perturbateurs endocriniens et risques professionnels Endocrine disruptors and occupational risks F . Pillière (Conseiller médical en santé au travail , toxicologue).* 2, 43–53. <https://doi.org/10.1016/j.emctp.2004.10.002>

Pohjanvirta, R., Viluksela, M., Tuomisto, J. T., Unkila, M., Karasinska, J., Holowenko, M., Giannone, J. V, Harper, P. A., Tuomisto, J., & Okey, A. B. (1999). *Physicochemical Differences in the AH Receptors of the Most TCDD-Susceptible and the Most TCDD-Resistant Rat Strains I.* 95, 82–95.

Puy-Azurmendi, E., Ortiz-Zarragoitia, M., Villagrasa, M., Kuster, M., Aragón, P., Atienza, J., Puchades, R., Maquieira, A., Domínguez, C., López de Alda, M., Fernandes, D., Porte, C., Bayona, J. M., Barceló, D., & Cajaraville, M. P. (2013). Endocrine disruption in thicklip grey mullet (*Chelon labrosus*) from the Urdaibai Biosphere Reserve (Bay of Biscay, Southwestern Europe). *Science of the Total Environment*, 443, 233–244. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.078>

-Q-

Quignot, N., Barouki, R., Lesné, L., Lemazurier, E., & Jégou, B. (2012). *Mécanismes et enjeux de la perturbation endocrinienne*. 4(March 2018), 115–119.

-R-

Rahman, Z. (2020). An overview on heavy metal resistant microorganisms for simultaneous treatment of multiple chemical pollutants at co-contaminated sites, and their multipurpose application. *Journal of Hazardous Materials*, 396(February), 122682. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122682>

Ricard, L. E. (2011). *Les perturbateurs endocriniens dans l'environnement de l'enfant et de l'adolescent et les risques pour la santé. L'exemple des phtalates et du bisphénol A* (Doctoral dissertation, UHP-Université Henri Poincaré).

-S-

Sanchez, W., Sremski, W., Piccini, B., Palluel, O., Maillot-Maréchal, E., Betouille, S., Jaffal, A., Aït-Aïssa, S., Brion, F., Thybaud, E., Hinfray, N., & Porcher, J. M. (2011). Adverse effects in wild fish living downstream from pharmaceutical manufacture discharges. *Environment International*, 37(8), 1342–1348. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.06.002>

Schulz, R. W., de França, L. R., Lareyre, J. J., LeGac, F., Chiarini-Garcia, H., Nobrega, R. H., & Miura, T. (2010). Spermatogenesis in fish. *General and Comparative Endocrinology*, 165(3), 390–411. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2009.02.013>

Serra, H. (2018). *Évaluation in Vitro Et in Vivo Des Perturbateurs Endocriniens Chez Le Poisson Zèbre : Cas De Substances Seules Et En Mélanges*. 270.

Sfakianakis, D. G., Renieri, E., Kentouri, M., & Tsatsakis, A. M. (2015). Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review. *Environmental Research*, 137, 246–255. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.014>

- Sharaf, H. M., & Shehata, A. M. (2015).** Heavy metals and hydrocarbon concentrations in water, sediments and tissue of *Cyclope neritea* from two sites in Suez Canal, Egypt and histopathological effects. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 13(1), 1–8. <https://doi.org/10.1186/s40201-015-0171-5>
- Sharma, A., Shukla, A., Attri, K., Kumar, M., Kumar, P., Suttee, A., Singh, G., Barnwal, R. P., & Singla, N. (2020).** Global trends in pesticides: A looming threat and viable alternatives. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 201(May), 110812. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110812>
- Sifakis, S., Androutsopoulos, V. P., Tsatsakis, A. M., & Spandidos, D. A. (2017).** Human exposure to endocrine disrupting chemicals: effects on the male and female reproductive systems. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 51, 56–70. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.02.024>
- Silva, R., Leite, C., & Vilela, S. (2018).** *Water contamination by endocrine disruptors : Impacts , microbiological aspects and trends for environmental protection **. 235, 546–559. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.098>
- Singh, S., Yadav, V., Arif, N., Singh, V. P., Dubey, N. K., Ramawat, N., Prasad, R., Sahi, S., Tripathi, D. K., & Chauhan, D. K. (2020).** Heavy metal stress and plant life: uptake mechanisms, toxicity, and alleviation. In *Plant Life Under Changing Environment* (Vol. 3). INC. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-818204-8.00001-1>
- Sorino, C., Negri, S., Spanevello, A., & Feller-Kopman, D. (2020).** The pleura and the endocrine system. *European Journal of Internal Medicine*, 72(December), 34–37. <https://doi.org/10.1016/j.ejim.2019.12.034>
- Soto, A. M. (2011).** Le changement de paradigme des perturbateurs endocriniens. *Medecine et Longevite*, 3(3), 104–107. <https://doi.org/10.1016/j.mlong.2011.07.002>
- Sumpter, J. P. (2005).** Endocrine disrupters in the aquatic environment: An overview. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 33(1), 9–16. <https://doi.org/10.1002/ahch.200400555>

Sun, S. X., Wu, J. L., Lv, H. B., Zhang, H. Y., Zhang, J., Limbu, S. M., Qiao, F., Chen, L. Q., Yang, Y., Zhang, M. L., & Du, Z. Y. (2020). Environmental estrogen exposure converts lipid metabolism in male fish to a female pattern mediated by AMPK and mTOR signaling pathways. *Journal of Hazardous Materials*, 394(January), 122537. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122537>

-T-

Tapie, N., Budzinski, H., Elie, P., & Gonthier, P. (2006). Contamination en polychlorobiphenyls (PCB) des anguilles du système fluvio estuarien de la Gironde. *Rapport final, Nov. 2006, LPTC Bordeaux-Cemagref Bordeaux*.

-U-

Union Européenne, (2011). http://ec.europa.eu/research/endocrine/index_en.html

-V-

Van Der Oost, R., Goksøyr, A., Celander, M., Heida, H., & Vermeulen, N. P. E. (1996). Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*). II. Biomarkers: Pollution-induced responses. *Aquatic Toxicology*, 36(3–4), 189–222. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(96\)00802-8](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(96)00802-8)

Vardhan, K. H., Kumar, P. S., & Panda, R. C. (2019). A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids*, 290, 111197. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111197>

Viluksela, M., Raasmaja, A., Lebofsky, M., Stahl, B. U., & Rozman, K. K. (2004). Tissue-specific effects of 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) on the activity of 5'-deiodinases I and II in rats. *Toxicology letters*, 147(2), 133-142.

Vincent, Y. (2017). Pilule contraceptive, quel impact sur les poissons ?

Vosges, M. (2010). *Effets neuroendocrines des perturbateurs endocriniens chez le poisson zèbre (Danio rerio) : Etude du système à GnRH* (Doctoral dissertation, Université François Rabelais (Tours)).

Voisin, A., Kültz, D., & Silvestre, F. (2018). Early-life exposure to the endocrine disruptor 17- α -ethinylestradiol induces delayed effects in adult brain, liver and ovotestis proteomes of a self-fertilizing fish. *Journal of Proteomics*, December, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jprot.2018.12.008>

Vulliet, E., & Cren-Olivé, C. (2011). Screening of pharmaceuticals and hormones at the regional scale, in surface and groundwaters intended to human consumption. *Environmental Pollution*, 159(10), 2929–2934. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.033>

-W-

Wang, S., Zhu, Z., He, J., Yue, X., Pan, J., & Wang, Z. (2018). Steroidal and phenolic endocrine disrupting chemicals (EDCs) in surface water of Bahe River, China: Distribution, bioaccumulation, risk assessment and estrogenic effect on *Hemiculter leucisculus*. *Environmental Pollution*, 243, 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.063>

Wee, S. Y., & Aris, A. Z. (2017). Endocrine disrupting compounds in drinking water supply system and human health risk implication. *Environment International*, April, 1–27. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.05.004>

-Y-

Yang, C., Lim, W., & Song, G. (2020). Mediation of oxidative stress toxicity induced by pyrethroid pesticides in fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part - C: Toxicology and Pharmacology*, 234(March), 108758. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108758>

Yuan, C., Zhang, C., Qi, Y., Li, D., Hu, Y., & Huang, D. (2020). Ecotoxicology and Environmental Safety 2 , 4-Dichlorophenol induced feminization of zebra fish by down-regulating male-related genes through DNA methylation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189(222), 110042. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110042>

-Z-

Zhang, H., Yuan, X., Xiong, T., Wang, H., & Jiang, L. (2020). Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: Influence factors, mechanisms and evaluation methods. *Chemical Engineering Journal*, 398(May), 125657. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125657>

Zhang, C., Li, D., Ge, T., Han, J., Qi, Y., & Huang, D. (2019). 2,4-Dichlorophenol induces feminization of zebrafish (*Danio rerio*) via DNA methylation. *Science of the Total Environment*, 135084. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135084>

Zhou, X., Yang, Z., Luo, Z., Li, H., & Chen, G. (2018). Endocrine disrupting chemicals in wild freshwater fishes: species, tissues, sizes and human health risks. *Environmental Pollution*, 244, 462–468 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.026>

Zsarnovszky, A., Kiss, D., Jocsak, G., Nemeth, G., Toth, I., & Horvath, T. L. (2018). Thyroid hormone- and estrogen receptor interactions with natural ligands and endocrine disruptors in the cerebellum. *Frontiers in Neuroendocrinology*, 48(September), 23–36. <https://doi.org/10.1016/j.yfrne.2017.10.001>

Résumé

Dans l'environnement, de nombreux polluants issus des activités humaines sont susceptibles de perturber différents processus physiologiques chez les organismes aquatiques et de contribuer à la dégradation de la qualité chimique et écologique des milieux aquatiques. Bien qu'ils appartiennent à diverses classes de composés synthétiques et naturels, la caractéristique commune des perturbateurs endocriniens (PE) réside dans le fait qu'ils peuvent interférer avec le système endocrinien des animaux à différents niveaux, perturbant les processus physiologiques, biochimiques et / ou moléculaires qui contrôlent le développement, la croissance et la reproduction. L'objectif de ce travail de fin d'étude est d'investiguer les effets nocifs des PE sur la reproduction des poissons. Ici, nous avons analysé les articles qui étudient les effets des PE sur des poissons exposés à des concentrations bien déterminées tels que, les produits pharmaceutiques (des œstrogènes, Paracétamol, diclofénac, caféine), les pesticides (Pyriproxyfen (PPF), le tébuconazole), les métaux lourds et les plastifiants. D'autre part nous avons analysé des recherches qui ont mis en évidence la présence des perturbateurs endocriniens dans les sédiments, les eaux et les poissons et leurs effets perturbateurs, particulièrement leur pouvoir féminisant sur la population des poissons dans plusieurs écosystèmes aquatiques autour du monde. Les résultats des différentes études ont montré la présence des différents perturbateurs endocriniens dans les eaux, les sédiments et les poissons. Ils ont également montré qu'une exposition au PE peut conduire à des effets qui peuvent aller d'une simple activation ou inhibition de la synthèse des protéines vitéllogènes jusqu'à une différenciation sexuelle chez les poissons et particulièrement une féminisation des poissons mâles et donc peut affecter le développement des populations et leur biodiversité.

Les mots clés : les perturbateurs endocriniens, poissons, féminisation, écosystème aquatique

Abstract

In the environment, many pollutants resulting from human activities are likely to disrupt different physiological processes in aquatic organisms and contribute to chemical and ecological degradation of the quality of the aquatic environment. Although these pollutants belong to diverse classes of synthetic and natural compounds, the most common characteristic of endocrine-disrupting compounds (EDCs) is their ability to interfere with the endocrine system of animals at different levels and disrupt physiological, biochemical, and molecular processes that control development, growth, and reproduction. The objective of this study was to investigate the harmful effects of EDCs on fish reproduction. Here, we analyzed articles studying the effects of EDC on fish exposed to well-known concentrations, such as pharmaceuticals (estrogen, Paracetamol, diclofenac, caffeine), pesticides (Pyriproxyfen (PPF), tebuconazole), heavy metals, and plasticizers. On the other hand, we analyzed researches that highlighted the presence of EDC in sediments, water, and fish and their disruptive effects, particularly their feminizing power on the fish population in several aquatic ecosystems around the world. The results of the selected studies indicated the presence of various EDC in water, sediments, and fish. They also showed that the exposure of fish to EDCs can lead to hazardous effects ranging from a simple activation or inhibition of the synthesis of vitellogenin proteins to sexual differentiation in fish and particularly the feminization of male fish and therefore affect the development of populations and their biodiversity.

Keywords : endocrine disruptors, fish, feminization, aquatic ecosystem

ملخص

في البيئة، من المحتمل أن تؤدي العديد من الملوثات الناتجة عن الأنشطة البشرية إلى اضطراب العمليات الفسيولوجية المختلفة في الكائنات المائية والمساهمة في تدهور الجودة الكيميائية والبيئية للأوساط المائية. على الرغم من أنها تنتمي إلى فئات مختلفة من المركبات الاصطناعية والطبيعية، فإن السمة المشتركة لمسببات اختلال الغدد الصماء هي إمكانية تدخلها على مستويات مختلفة في نظام الغدد الصماء للحيوانات، مما يؤدي إلى اضطراب العمليات الفسيولوجية والكيميائية الحيوية و / أو الجزيئية التي تتحكم في التطور والنمو والتكاثر. الهدف من هذه الدراسة هو استقصاء الآثار الضارة لمسببات اختلال الغدد الصماء على تكاثر الأسماك. قمنا هنا بتحليل بعض المقالات التي تدرس تأثير الملوثات على الأسماك المعرضة لتركيزات محددة جيدًا من المستحضرات الصيدلانية (إستروجين ، باراسيتامول ، ديكلوفيناك ، كافيين) المبيدات، والمعادن الثقيلة . كما قمنا بتحليل الأبحاث التي سلطت الضوء على وجود مسببات اختلال الغدد الصماء في المياه والرواسب والأسماك وآثارها المدمرة، لا سيما قدرتها على تأنيث الأسماك في العديد من النظم البيئية المائية حول العالم. لقد أظهرت النتائج أيضًا أن التعرض لمسببات اختلال الغدد الصماء يمكن أن يؤدي إلى تأثيرات يمكن أن تتراوح من التنشيط البسيط أو تثبيط إنتاج بروتينات ال vtg إلى التمايز الجنسي في الأسماك وخاصة تأنيث ذكور الأسماك، وبالتالي يمكن أن تؤثر على نمو المجموعات وتنوعهم البيولوجي.

الكلمات المفتاحية: مسببات اختلال الغدد الصماء، الأسماك، تأنيث الذكور، النظام البيئي المائي.