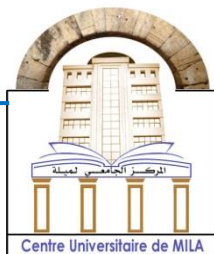


الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de L'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



N°Ref :.....

Centre Universitaire Abdelhafid BOUSSOUF- Mila

Institut des Sciences de la Nature et de la Vie

Département d'Ecologie et de l'Environnement

**Mémoire préparé en vue de l'obtention du diplôme de
Master**

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : écologie et environnement

Spécialité : Protection des écosystèmes

Thème :

**La contamination des eaux de surface par les polluants
agricoles (pesticides)**

Présenté par :

➤ SAIFI Saida

Devant le jury :

- | | |
|--------------|-----------|
| – MOUHOU.B.I | Président |
| – KOUADRA.R | Examineur |
| – KADECHE.L | Promoteur |

Année Universitaire : 2024/2025



Au Nom d'Allah, Le Tout Clément, Le Très Miséricordieux.

REMERCIEMENTS

يقول النبي محمد صلى الله عليه وسلم: (من لم يشكر
الناس لم يشكر الله)

*J'*exprime d'abord mes profonds remerciements et mes vives reconnaissances à Mademoiselle KADECHE Lilia. Maître de conférences à l'Université Abdelhafid Boussouf de Mila pour avoir accepté de diriger et de réaliser ce travail. Je vous remercie pour votre confiance, votre soutien et votre disponibilité. Vos qualités morales, intellectuelles et surtout votre intérêt pour la science forcent le respect et l'admiration.

*J'*exprime également mes vifs remerciements à Monsieur Mouhoub Ibrahim. Maître de conférences à l'Université Abdelhafid Boussouf de Mila d'avoir accepté d'assurer la présidence du jury de mon mémoire. Votre simplicité et votre modestie sont à la dimension de votre envergure scientifique.

Je tiens à exprimer ma vive reconnaissance à Monsieur Kouadra Riad. Maître de conférences à l'Université Abdelhafid Boussouf de Mila pour avoir accepté de juger ce travail et je suis honorée de sa présence.

Je tiens également à exprimer ma reconnaissance à ceux qui ont contribué à la réalisation de ce travail.

Dédicace

Avant tout je tiens à remercier Allah le tout puissant pour m'avoir donnée la force, la volonté, la santé et la patience pour mener à terme ce modeste travail que je dédie :

À mes chères parents mon père Abdallah, et ma mère Fatima qui m'ont encouragé pour que je réussisse dans mes études, pour leur sacrifice, soutien, et leur patience.

Qu'Allah les protège et que la réussite soit toujours à ma portée pour que je puisse vous combler de bonheur.

À mes sœurs et mes frères

À toute ma famille

Et à toute mes amies et en particulier Amani et Kawther

À tous ceux qui me sont chers

Aux personnes qui m'ont aidé et encouragé de près ou de loin, qui étaient toujours à mes côtés et qui m'ont accompagné durant mon chemin d'études.

SAIDA

RÉSUMÉS

تشكل المبيدات الزراعية، أو المنتجات النباتية الحامية، المستخدمة في الزراعة لمكافحة آفات المحاصيل، خطرًا كبيرًا في تلوث المياه السطحية. يرتبط هذا الخطر بقدرة هذه المواد الكيميائية على الانتشار في البيئة، ولا سيما عبر الجريان السطحي والتسرب من التربة، مما يؤدي إلى وصولها إلى المجاري المائية. بمجرد دخولها إلى البيئات المائية الطبيعية، يمكن للمبيدات أن تغير تركيب المجتمعات المائية وتُعطل التفاعلات البيئية، وبالتالي تساهم في اختلال التوازن في النظم البيئية المائية.

يهدف هذا البحث إلى تقديم نظرة عامة موجزة حول تلوث المياه، وخاصة تلوث المياه السطحية بالمبيدات، وكذلك الآثار المحتملة لهذا التلوث على الأنظمة البيئية المائية. من أجل فهم أفضل لانتشار المبيدات الحشرية وتحللها في البيئة، سيتم مناقشة آليات انتشار ونقل المبيدات الحشرية في مختلف المكونات البيئية (الهواء والتربة والمياه). كما يتم التطرق أيضًا إلى تأثير المبيدات الحشرية على الكائنات المائية.

تعتبر المؤشرات الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية لجودة المياه، بالإضافة إلى الأساليب الرئيسية المستخدمة في تحليل المبيدات في المياه، من المحاور الأساسية لهذا البحث.

الكلمات المفتاحية: المياه السطحية، التنوع البيولوجي المائي، تلوث المياه، التلوث الزراعي، المبيدات، جودة المياه، مؤشرات المياه، تحليل المياه.

Abstract

Phytosanitary products, or pesticides, used in agriculture to control crop pests, present a significant risk of contamination of surface water. This risk is linked to the ability of these chemicals to disperse in the environment, particularly via runoff and soil leaching, and to reach watercourses. Once in natural environments, pesticides can alter the composition of aquatic communities and disrupt ecological interactions, thus contributing to an imbalance in aquatic ecosystems.

The objective of this work is to provide a brief overview of water pollution, particularly of surface waters, by pesticides, as well as its potential impacts on aquatic ecosystems. In order to better understand the dissipation and fate of pesticides in the environment, the mechanisms of dispersion and transport of pesticides in different environmental compartments (air, soil, water) are discussed. We will also discuss the impact of pesticides on aquatic organisms.

The main indicators of the physicochemical and biological quality of water as well as the main methods used for the analysis of pesticides in water are also at the heart of this research.

Key words: Surface water, Aquatic biodiversity, Water pollution, Agricultural pollution, Pesticides, Water quality, Water indicators, Water analyses.

Résumé

Les produits phytosanitaires, ou pesticides, utilisés en agriculture pour contrôler les ravageurs des cultures, présentent un risque significatif de contamination des eaux de surface. Ce risque est lié à la capacité de ces produits chimiques à se disperser dans l'environnement, notamment via le ruissellement et le lessivage des sols, et à atteindre les cours d'eau. Une fois dans les milieux naturels, les pesticides peuvent altérer la composition des communautés aquatiques et perturber les interactions écologiques, contribuant ainsi à un déséquilibre des écosystèmes aquatiques.

L'objectif de ce travail est de fournir un bref aperçu de la pollution de l'eau, et plus particulièrement des eaux de surface, par les pesticides, ainsi que ses impacts potentiels sur les écosystèmes aquatiques. Afin de mieux comprendre la dissipation et le devenir des pesticides dans l'environnement, les mécanismes de dispersion et de transport de pesticides dans les différents compartiments environnementaux (air, sol, eau) sont discutés. Nous discuterons aussi l'impact des pesticides sur les organismes aquatiques.

Les principaux indicateurs de la qualité physico-chimique et biologiques de l'eau ainsi que les principales méthodes utilisées pour l'analyse des pesticides dans les eaux, sont également au cœur de cette recherche.

Mots clé : Eaux de surface, Biodiversité aquatique, Pollution de l'eau, Pollution agricole, Pesticides, Qualité de l'eau, Indicateurs d'eau, Analyses d'eau.

TABLES DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES

ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE

<i>INTRODUCTION</i>	01
<i>CHAPITRE I. Les eaux de surface :</i>	
I. Les eaux de surface	03
1.1. Définition	03
1.2. Origine	03
1.3. Types	03
1.4. Caractéristiques physico-chimiques	04
1.5. Rôle écologique des eaux de surface	05
1.5.1. Support de la biodiversité	05
1.5.2. Régulation des cycles biogéochimiques	05
1.5.3. Régulation du climat local et globale	05
1.5.4. Épuration naturelle et auto-épuration	05
1.5.5. Connectivité écologique et migration	05
1.5.6. Réservoirs de résilience écologique	05
2. Pollution des eaux de surface	06
2.1. Définition de la pollution de l'eau	06
2.2. Sources et types de pollution	06
2.2.1. Sources anthropiques	06
2.2.1.1. Pollution domestique	06
2.2.1.2. Pollution industrielle	07
2.2.1.3. Pollution agricole	07
2.2.2. Sources naturelles	09
2.2.2.1. Agents physiques	09
2.2.2.2. Agents chimiques organiques	09
2.2.2.3. Agents chimiques inorganiques	09
2.2.2.4. Agents biologiques	09
2.3. Voies de transport des polluants vers les eaux de surface	09
3. Conséquences de la pollution de l'eau	10
3.1. Conséquences écologiques	10
3.1.1. Eutrophisation	11

3.2. Conséquences sanitaires	12
3.3. Conséquences agricoles	13
3.4. Conséquences industrielles	13
3.5. Conséquences à long terme sur le climat	14
3.6. Conséquences à long terme sur les inégalités	14

CHAPITRE II. Contamination des eaux de surface par les pesticides

II. Contamination des eaux de surface par les pesticides	15
1. Généralité sur les pesticides	15
1.1. Définition et utilisation	15
1.2. Historique	16
1.3. Consommation des pesticides	17
1.3.1. Dans le monde	17
1.3.2. En Algérie	19
1.4. Classification	20
1.4.1. Classifications en fonction des organismes cibles	20
1.4.2. Classifications chimiques	21
1.5. Dissipation et devenir des pesticides dans l'environnement	23
1.5.1. Les phénomènes de dispersion	23
2. Impact des pesticides sur les écosystèmes	25
2.1. Effets sur les organismes vivants	25
2.2. Effets sur les réseaux trophiques	30

CHAPITRE III : *Qualité de l'eau*

III. Qualité de l'eau	32
1. Indicateurs de la qualité de l'eau	32
1.1. Indicateurs physico-chimiques	32
1.1.1. Température	32
1.1.2. Conductivité électrique	33
1.1.3. Potentiel d'hydrogène (Ph)	33
1.1.4. Oxygène dissous	34
1.1.5. Matières en suspension (MES)	35
1.1.6. Turbidité	35

1.1.7. Durtée totale (TH)	35
1.1.8. Alcalinité	36
1.1.9. Chlorure (Cl ⁻)	36
1.1.10. Sodium (Na ⁺)	36
1.1.11. Potassium (K ⁺)	37
1.1.12. Sulfate (SO ₄ ⁻²)	37
1.2. Indicateurs biologiques	37
1.2.1. Phytoplanctons	38
1.2.2. Macrophytes	38
1.2.3. Macroinvertébrés benthiques	39
1.2.4. Poissons	40
2. Analyses des pesticides dans les eaux	40
2.1. Échantillonnage	41
2.2. Flaconnage	42
2.3. Stockage et conservation	42
2.4. Techniques d'extraction	44
2.4.1. Extraction liquide-liquide	44
2.4.2. Extraction en phase solide (SPE)	45
2.5. Techniques d'analyse	46
2.5.1. Chromatographie en phase gazeuse	47
2.5.2. Chromatographie liquide haute performance	47
2.6. Identification et quantification	48
2.7. Analyse des métabolites de pesticides	48
3. Définition de la photodégradation des pesticides dans les eaux	49
3.1. Types de photodégradation	49
3.2. Facteurs influençant la photodégradation	49
4. Définition de la dégradation des pesticides par le charbon dans les eaux	49
4.1. Mécanismes principaux	50
4.2. Types de charbon utilisé	50
 CONCLUSION ET PERSPECTIVES	 51
BIBLIOGRAPHIE	52

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ABRÉVIATIONS

Enzymes/ions/substances :

AEP	: L'alimentation en eau potable
Al	: Aluminium
AMPA	: Métabolite du glyphosate
As	: Arsenic
Ca⁺²	: Calcium
CaCO₃	: Carbonate de calcium
CaSO₄	: Sulfate de calcium
Cd	: Cadmium
CE	: Conductivité électrique
CH₃	: Méthyle
CH₄	: Méthane
Cl⁻	: Chlorure
CO₃⁻²	: Carbonate
DDT	: Dichloro Diphényle Trichloroéthane
ECD	: Détecteur à capture d'électrons
FAO	: L'Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
G.E.S	: Gaz à effet de serre
H₂O	: Eau

HCO₃⁻	: Bicarbonate
Hg	: Mercure
K⁺	: Potassium
MES	: Matière en suspension
Mg⁺²	: Magnésium
Na⁺	: Sodium
NO₂	: Nitrite
NO₃	: Nitrate
NPD	: Détecteur thermoïonique
NTU	: Nephelometric turbidity units
OH⁻	: L'anion hydroxyde
OMS	: Organisation mondiale de la santé
PB	: Plomb
PET	: Polyéthylène téréphtalate
PH	: Potentiel d'hydrogène
PTFE	: Polytétrafluoroéthylène
PVC	: Polychlorure de vinyle
RPLC	: Rapid Resolution Liquid Chromatography
SO₄⁻²	: Sulfate
SPE	: L'extraction en phase solide
TA	: Alcalinité composite

TAC	: Alcalimétrie totale complet
TH	: Durtée totale
UPLC	: Ultra Performance Liquid Chromatography
UV	: Ultra-violet

Unités

%	: Pourcentage
°C	: Degré Celsius
µS	: microsiemens
Cm	: Centimètre
h	: Heure
ha	: hectare
kg	: Killogramme
L	: Litre
m	: Mètre
mg	: milligramme
Min	: Minute
mS	: millisiemens
T	: tonne
µl	: Microlitre
µM	: Micromolaire

TABLES DES ILLUSTRATIONS

LISTE DES FIGURES

FIGURE	TITRE	PAGE
Figure 1	la pollution des eaux usées domestiques	07
Figure 2	la pollution industrielle de l'eau	07
Figure 3	la pollution agricole de l'eau	08
Figure 4	Eau polluée (I), Eau non polluée (II)	11
Figure 5	représentation des effets de l'eutrophisation	12
Figure 6	Eau polluée, danger invisible	13
Figure 7	evolution des quantités de pesticides utilisées en Algérie par catégorie entre 1990 et 2013	19
Figure 8	processus de diffusion des pesticides dans l'environnement	24
Figure 9	dissipation des pesticides et taux de transfert vers le milieu aquatique	25
Figure 10	schéma d'une cartouche SPE	46
Figure 11	système d'extraction par SPE automatisé 6 postes (AutoTrace SPE Caliper™)	46

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU	TITRE	PAGE
Tableau 1	caractéristiques physico-chimiques et normes de la qualité des eaux de surface	04
Tableau 2	les différents types de pollution des eaux selon leur nature et leur origine	08
Tableau 3	historique de l'évolution des trois plus grandes classes de pesticides dès 1900 à 2000	17
Tableau 4	Top10 des pays consommateurs de pesticides selon la consommation annuelle (Millions de Kg) et consommation algérienne	18
Tableau 5	structures chimiques, formules brutes, modes d'action et effets de quelques substances actives appartenant à différentes familles chimiques	22
Tableau 6	composés pouvant être issus d'une contamination possible par les matériaux de contact	43
Tableau 7	flaconnages, méthodes de conservation et temps de conservation pour les analyses de substances phytosanitaires : Polyéthylène, polytétrafluoroéthylène (PTFE), polychlorure de vinyle (PVC) ou polyéthylène téréphtalate (PET)	44

ÉTUDES BIBLIOGRAPHIQUES

INTRODUCTION

Introduction

Le pesticide est une substance chimique qui est devenue une composante essentielle de l'agriculture moderne. Il est utilisé pour protéger les cultures contre les ravageurs, les maladies et les mauvaises herbes, afin d'améliorer les rendements et de sécuriser la production agricole (Gupta, 2023). Au fil des décennies, leur utilisation s'est intensifiée à un rythme soutenu, en particulier avec l'essor de l'agriculture industrielle. Cette croissance rapide s'explique par le besoin croissant de nourrir une population mondiale en expansion, ce qui a conduit à une forte dépendance aux intrants chimiques, dont les pesticides (Oerke, 2006).

Cependant, une part importante des pesticides appliqués dans les cultures peut se disperser dans l'environnement. Par différents processus tels que le ruissellement, l'infiltration dans les sols ou la dérive atmosphérique, ces substances se retrouvent fréquemment dans les eaux de surface et souterraines. Cette dispersion contribue à la contamination des ressources hydriques, ce qui soulève des préoccupations majeures en matière de qualité de l'eau et de préservation des écosystèmes aquatiques (Gilliom, 2006).

Le suivi rigoureux des substances actives des pesticides ainsi que de leurs résidus dans l'environnement s'impose donc comme une nécessité incontournable. À cet effet, plusieurs chercheurs ont élaboré, ces dernières années, un large éventail d'outils et de méthodes d'évaluation permettant d'améliorer la compréhension et la gestion des impacts environnementaux liés aux produits phytosanitaires (Fenner et al., 2013).

L'analyse physico-chimique constitue l'un des premiers outils développés et demeure encore aujourd'hui largement utilisé. Cette méthode repose, d'une part, sur la détection et la quantification des substances polluantes présentes dans les eaux, et d'autre part, sur la mesure des paramètres physiques et chimiques du milieu, tels que la teneur en matières organiques, la température ou encore le taux d'oxygène dissous (Kumar et al., 2010).

Parallèlement, une approche complémentaire a été développée, fondée sur l'étude des réponses biologiques des organismes aquatiques face aux polluants. Cette méthode utilise des indicateurs biologiques, qui offrent une évaluation plus intégrée de la qualité des milieux, en reflétant les effets cumulés des contaminants sur la faune et la flore aquatiques. Ainsi, l'analyse biologique permet de mieux appréhender les perturbations écologiques et constitue un outil précieux pour les gestionnaires dans la prise de décisions environnementales (Sumudumali et Jayawardana, 2021).

En complément de ces approches, le recours à des techniques analytiques avancées est essentiel pour identifier et quantifier les résidus de pesticides et leurs métabolites dans les milieux aquatiques. Ces méthodes, souvent basées sur la chromatographie couplée à la spectrométrie de masse, permettent d'atteindre des seuils de détection très faibles et d'obtenir des données fiables sur la contamination chimique. Toutefois, leur efficacité repose sur la validation préalable des protocoles analytiques et sur l'optimisation des étapes d'extraction à partir de matrices complexes telles que l'eau, les sédiments ou les tissus biologiques (Anastassiades et al., 2003).

À partir de ces connaissances, nous nous sommes intéressés dans ce mémoire de faire une recherche bibliographique sur les sources de pollution du milieu aquatique et ses conséquences, d'une part, et d'apporter des éléments d'informations sur la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires (pesticides), issus des activités agricoles, d'autre part.

- Le manuscrit comporte trois chapitres : - Une introduction suivie par un chapitre portant sur une synthèse bibliographique relative aux types et rôle écologiques des eaux de surface, à la pollution de l'eau ainsi que ses conséquences écologiques, sanitaires, agricoles et industrielles.

- Le second chapitre est quant à lui dédié à l'étude bibliographique sur la définition, l'utilisation et la classification des pesticides agricoles. Les connaissances relatives à la dissipation des pesticides ainsi qu'à leur devenir dans l'environnement et leurs impacts sur les écosystèmes aquatiques seront également abordées.

Dans le troisième chapitre, nous avons exposé les principaux indicateurs de la qualité physico-chimique et biologiques de l'eau suivie des principales méthodes utilisées pour l'analyse des pesticides dans les eaux.

Enfin, avant de présenter les perspectives sur lesquelles ce sujet serait susceptible de déboucher, ce mémoire sera terminé par une conclusion générale.

CHAPITRE I.

LES EAUX DE SURFACE

1. Les eaux de surface

1.1. Définition

Les eaux de surface, également appelées eaux superficielles, sont des eaux qui circulent à la surface du sol et constituées, par opposition aux eaux souterraines, de l'ensemble des masses d'eau courantes ou stagnantes, douces, saumâtres ou salées qui sont en contact direct avec l'atmosphère.

Les eaux de surface comprennent les cours d'eau (rivières ou fleuves), les plans d'eau stagnants (lacs, étangs), ainsi que les mers et les océans. En outre, les eaux de surface peuvent également être stockées dans des réserves artificielles comme les retenues et les barrages. Ces eaux se caractérisent par une surface de contact avec l'atmosphère toujours en mouvement et une vitesse de circulation appréciable (Dussart, 1992 ; Bontoux, 1993 ; Hounsounou et al., 2016).

1.2. Origine

Les eaux de surface se forment par l'accumulation d'eau résultant des précipitations, du ruissellement et, dans certains cas, de l'infiltration des eaux souterraines (Gomella et Guerrée, 1980) :

- **Les précipitations**

Les précipitations comme la pluie et la neige, sont la source principale de ces eaux. La pluie et la neige tombent directement sur la surface terrestre, alimentant ainsi les cours d'eau, les lacs, les étangs et les océans.

- **Le ruissellement**

Le ruissellement, c'est-à-dire l'écoulement de l'eau sur la surface du sol, contribue également à l'alimentation des masses d'eau de surface. Lorsque l'eau de pluie ne s'infiltré pas dans le sol, elle s'écoule à la surface, rejoignant les cours d'eau et les plans d'eau. Le ruissellement est influencé par la pente du terrain, la nature du sol et la présence de végétation. Enfin,

- **L'infiltration**

L'infiltration, le processus par lequel l'eau pénètre dans le sol, peut également, dans certains cas, alimenter les eaux de surface. Une partie de l'eau de pluie s'infiltré dans le sol et peut, à terme, rejoindre les eaux de surface sous forme de sources ou de cours d'eau alimentés par les nappes phréatiques.

1.3. Types

Les eaux de surface peuvent être classées en fonction de leur état de modification. Ainsi, on distingue (Decrouy, 2022) :

- **Eaux de surface naturelles**

Les eaux de surface naturelles : sont celles qui ont leur origine dans la terre et de manière naturelle. Elles ne passent par aucun type d'altération ou d'intervention humaine, comme les fleuves, les rivières, les lacs, les mers et les océans.

- **Eaux de surface artificielles**

Les eaux de surface artificielles : sont des plans d'eau créés par l'activité humaine, comme les canaux, les réservoirs et les barrages.

Les eaux de surface peuvent également être classées selon leur mouvement (Decrouy, 2022) :

- **Eaux lenticques**

Les eaux de surface lenticques : sont des eaux stagnantes ou à circulation très lente, comme les lacs.

- **Eaux lotiques**

À l'inverse des eaux lenticques qui sont calmes et stagnantes, les eaux de surface lotiques sont des eaux de surface qui circulent en continu, comme les rivières, les torrents et les ruisseaux. Elles se caractérisent par un courant rapide et un mouvement d'eau unidirectionnel.

1.4. Caractéristiques physico-chimiques

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface comprennent des paramètres physiques, ainsi que des paramètres chimiques (tab.1). Ces paramètres physico-chimiques sont essentiels pour évaluer la qualité de l'eau et identifier les sources de pollution, ce qui est crucial pour la gestion durable des ressources en eau.

Tableau 01 : caractéristiques physico-chimiques et normes de la qualité des eaux de surface (De Villers et al., 2005).

Les paramètres physico-chimiques	Les valeurs
- PH	6-9
- Température (°C)	<28° <10° pendant la période de reproduction des poissons ayant besoin d'eau froide pour leur reproduction
- Oxygène dissous (%)	50%

- Conductivité électrique (ms /m)	Entre 50 et 1500 µs/cm
- D.B.O (mg /l)	6

1.5. Rôle écologique des eaux de surface

Les eaux de surface remplissent des fonctions écologiques essentielles : elles régulent les cycles naturels, soutiennent la biodiversité, assurent des services écosystémiques critiques comme l'épuration et la résilience, et facilitent la connectivité entre les habitats :

1.5.1. Support de la biodiversité

Les eaux de surface, qu'il s'agisse des rivières, lacs, zones humides ou étangs, constituent des habitats essentiels pour de nombreuses espèces animales et végétales (Wetzel, 2001).

1.5.2. Régulation des cycles biogéochimiques

Les eaux de surface jouent un rôle dans la régulation des cycles du carbone, de l'azote et du phosphore. Les bassins versants forestiers et les cours d'eau qui les drainent sont par exemple des sites majeurs de transformation et de transfert de ces éléments nutritifs (Likens et Bormann, 1995).

1.5.3. Régulation du climat local et global

Les plans d'eau influencent le microclimat local (humidité, température) et participent au stockage et à la libération de chaleur. Les zones humides, composantes importantes des eaux de surface, sont des puits de carbone et des régulateurs thermiques naturels (Mitsch et Gosselink, 2007).

1.5.4. Épuration naturelle et auto-épuration

Les écosystèmes aquatiques ont une capacité naturelle à filtrer et épurer l'eau grâce à l'action des micro-organismes, des plantes aquatiques et des processus physico-chimiques. Selon Kadlec et Wallace (2009), les zones humides artificielles ou naturelles permettent une élimination efficace des polluants organiques et inorganiques.

1.5.5. Connectivité écologique et migration

Les rivières et zones humides servent de corridors écologiques essentiels à la migration des poissons (ex. saumon, anguilles) et au déplacement de nombreuses espèces. Ward et Stanford (1995) ont théorisé le continuum fluvial, une approche écologique intégrée qui explique comment la structure et la fonction des écosystèmes de rivières changent depuis les sources jusqu'à l'embouchure.

1.5.6. Réservoirs de résilience écologique

Les eaux de surface jouent un rôle de tampon en période de stress environnemental (sécheresse, canicule, inondation) et participent à la résilience des écosystèmes. Folke et al.

(2004) ont développé le concept de résilience écologique en soulignant l'importance des milieux aquatiques dans la capacité des systèmes naturels à absorber les perturbations.

2. Pollution des eaux de surface

2.1. Définition de la pollution de l'eau

On définit la pollution de l'eau comme l'introduction en quantité anormale dans le milieu aquatique d'agents chimiques ou biologiques entraînant une altération de ce milieu et à mettre en danger la santé humaine, endommager les ressources alimentaires, biologiques et les écosystèmes, ou détériorer les biens matériels.

La pollution désigne, en effet, la dégradation d'un biotope, par l'action généralement humaine, entraînant une perturbation plus ou moins importante de l'écosystème. Elle peut aussi avoir pour cause un phénomène géologique comme les volcans. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et/ou les eaux souterraines (Gaujous, 1995).

2.2. Sources et types de pollution

La pollution de l'eau se manifeste sous différentes formes, notamment chimique, bactériologique, thermique, et même physique. Ces pollutions peuvent affecter les eaux douces, saumâtres, salées, souterraines ou de surface, et avoir des sources très variées, allant des activités humaines aux phénomènes naturels. Le tableau 02 montre les différents types de pollution des eaux selon leur nature et leur origine.

2.2.1. Sources anthropiques

De nos jours, les principales causes de pollution de l'environnement proviennent de la production et de l'utilisation des diverses sources d'énergie, des activités industrielles et, de façon paradoxale mais néanmoins importante, de l'agriculture. Cette pollution peut avoir plusieurs origines, nous en citerons quelques-unes :

2.2.1.1. Pollution domestique

Elle provient des activités humaines de tous les jours : bains, excréments, préparation des aliments, lessive et vaisselle (Radoux et al., 1991). L'homme introduit ainsi dans les eaux usées (fig.1) des détergents et des huiles qui retardent l'autoépuration des cours d'eau (Leroy, 1999). Les lixiviats chargés bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques (Hakkou, 2001), qu'ils prennent leur chemin vers les cours d'eaux. Elle se caractérise par de fortes teneurs en matières organiques et minéraux dont l'azote et le phosphore (Genin et al., 2003).

Les industries, en particulier chimiques, métallurgiques et même électroniques, constituent une cause essentielle de la pollution des eaux. Celle-ci prend place non seulement au niveau des usines mais aussi au niveau de l'utilisation des substances produites et au niveau des objets manufacturés, en fin de cycle du produit, avec les déchets (Ramade, 1984).



Figure 1 : la pollution des eaux usées domestiques (sideet, 2025)

2.2.1.2. Pollution industrielle

La pollution industrielle (fig.2) est caractérisée par une très grande diversité, selon l'utilisation de l'eau dans les processus (refroidissement, lavage, extraction, mise en solution...etc.). Nous pouvons donc retrouver dans l'eau, qui est un bon solvant, tous les sous-produits possibles de l'activité humaine : des matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, abattoirs et équarrissage), hydrocarbures (raffineries), acides, bases et produits chimiques divers (industries chimiques et pharmaceutiques) (Gaujous, 1995).



Figure 2 : la pollution industrielle de l'eau (freepik, 2010)

2.2.1.3. Pollution agricole

Pour la pollution agricole de l'eau (fig.3), une mauvaise pratique culturale entraîne des dégradations environnementales (Sharma et al., 1996). Le lessivage des terre cultivées et les ruissellements sur le sol entraine une partie des biocides vers les réseaux hydrographiques qu'ils polluent (Koeman et al., 1967 ; Jones, 2001). Les fertilisants et les pesticides sont plus facilement lessivés ou transportés avec des particules du sol (Le Gall et al., 1997). Les lacs et les réservoirs reçoivent alors des apports considérables de sédiments et autres matériaux par ces ruissellements en saison de pluie (Daouda, 2010).



Figure 3 : la pollution agricole de l'eau (rodaleinstitute, 2025)

Tableau 02 : les différents types de pollution des eaux selon leur nature et leur origine (Lévêque, 1996).

Types de pollution	Natures	Origines
<u>Physique</u>	Rejets d'eau chaude	Centrales thermiques, nucléaires
	Matières en suspension	Rejets urbains, érosion des sols
<u>Chimique</u>	Matières organiques	Effluents domestiques, agricoles et agroalimentaires
	Fertilisants (nitrates, phosphates)	Agriculture, lessives
	Métaux (Pb, Cd, Hg, Al, As)	Industrie, agriculture, déchets
	Pesticides (insecticides, herbicides et fongicides)	Industrie, agriculture
	Organochlorés	Industrie

	Composés organiques de synthèse	Industrie
	Détergents	Effluants domestiques
	Hydrocarbures	Industrie pétrolière, transport
<u>Biologique</u>	Bactéries, virus, champignons	Effluents urbains, agricoles

2.2.2. Sources naturelles

La pollution naturelle est due à divers agents :

2.2.2.1. Agents physiques

Comprenant les matières insolubles de toutes dimensions pouvant rester en suspension dans l'eau ; elles sont sans activité chimique ou biologique. Que ce soit du sable, du limon ou de l'argile, ces matières sont en grande partie le résultat de l'érosion. La pluie, la neige, la glace amènent une désagrégation des roches compactes, des dépôts meubles ou des sols (Amiard et Ettajani, 1995).

2.2.2.2. Agents chimiques organiques

Le ruissellement dans les zones présentant un couvert végétal entraîne toutes sortes de matières organiques dans les cours d'eau et dans les lacs. Ces matières organiques pourraient provenir souvent de la dégradation des matières végétales. Cette pollution organique colorante engendre souvent l'apparition de macromolécules acides comme l'acide humique ou fulvique, entraînant une diminution notable du pH (Bertin et Schiavon, 1989).

2.2.2.3. Agents chimiques inorganiques

Les polluants chimiques inorganiques apparaissent dans les eaux lorsque le sol et les formations géologiques sont lessivés par les précipitations. Ce lessivage provoque une solubilisation des sels constituants de la lithosphère et la présence d'ions plus ou moins toxiques dans les eaux de drainage. La nature géologique du terrain conditionne les types d'ions qui s'y trouvent. La quantité et la qualité de la précipitation déterminent l'intensité de ce phénomène. Les éléments traces métalliques constituent les polluants inorganiques les plus souvent rencontrés dans les milieux aquatiques (Tanouay et al., 2015).

2.2.2.4. Agents biologiques

Les cours d'eaux contiennent une multitude d'organismes de toutes tailles formant des chaînes alimentaires spécifiques. L'apport naturel d'éléments organiques ou inorganiques peut modifier ces équilibres de façon temporaire ou permanente en favorisant ou en inhibant la croissance de certains organismes (El Haissofi et al., 2011).

2.3. Voies de transport des polluants vers les eaux de surface

La pollution des eaux de surface comprend la pollution des rivières, des lacs et des océans. Les eaux de surface sont plus vulnérables aux pollutions. Les eaux souterraines sont, en revanche, en partie protégées des polluants par les sols. Selon leurs compositions, ils servent de barrière physique ou de masse « filtrante ».

Les polluants sont transférés directement vers les eaux de surface par ruissellement, écoulement hypodermique ou souterrain (Corpen, 2007) :

✓ Ruissellement

Les transferts par ruissellement sont effectivement une voie majeure de contamination des eaux superficielles. L'eau de ruissellement, qui est l'écoulement d'eau à la surface du sol après des précipitations, peut transporter divers contaminants comme les produits phytosanitaires, les engrais, les métaux lourds et les matières en suspension, qui contaminent ainsi les cours d'eau, les lacs et les rivières.

✓ Écoulement hypodermique

Les transferts de polluants par écoulements hypodermiques se produisent lorsque l'eau et les contaminants circulent latéralement à faible profondeur dans le sol. En fait, les écoulements hypodermiques, également appelés écoulements de subsurface, se caractérisent par le mouvement latéral de l'eau et des contaminants à faible profondeur dans le sol. Ces écoulements sont souvent liés à la présence d'une couche imperméable dans le sol, qui empêche l'eau de s'infiltrer plus profondément. Lorsque l'eau infiltrée atteint cette couche imperméable, elle s'écoule horizontalement, transportant avec elle les polluants présents dans le sol.

Les polluants transportés par ces écoulements peuvent inclure des nitrates, des pesticides, des métaux lourds, etc., en fonction des sources de pollution présentes dans le sol. Ces écoulements peuvent rejoindre des fossés, des vallons ou des réseaux de drainage, contribuant ainsi à la contamination des eaux de surface.

3. Conséquences de la pollution de l'eau

La pollution des écosystèmes aquatiques provoque une multitude de conséquences tant au niveau des diverses biocénoses qu'au niveau de leurs habitats. La pollution de l'eau, quelle que soit sa nature (organique, chimique ou microbiologique,...) peut avoir des conséquences désastreuses, en se traduisant par des effets très spécifiques dus aux particularités écologiques propres aux milieux aquatiques.

Les conséquences de la pollution des eaux de surface peuvent être classées en quatre principaux groupes, à savoir :

3.1. Conséquences écologiques

Les conséquences écologiques se mesurent en comparant l'état du milieu pollué par rapport à ce qu'il aurait été sans pollution (fig.4). Elles sont à considérer au travers l'affectation de la biodiversité et la productivité d'un milieu aquatique, les conséquences écologiques peuvent être de différentes natures. Elles se traduisent principalement par :

- Une diminution de la teneur en oxygène dissous : plus la pollution organique est forte, plus le milieu concerné s'appauvrit en oxygène (Koller, 2004). Ceci accroît les risques d'absorption de quantités mortelles de tel ou tel polluant chimique, par les animaux aquatiques (Ramade, 2002).
- Une modification physique du milieu récepteur : qui se traduit par une augmentation de la turbidité et de la température de l'eau, une modification de la salinité.



(I)



(II)

Figure 4 : Eau polluée (I), Eau non polluée (II) (Weeplow, 2025)

3.1.1. Eutrophisation

L'eutrophisation est l'une des causes de la détérioration de la qualité écologique des milieux aquatiques. En fait, l'eutrophisation est un phénomène d'enrichissement des eaux continentales ou littorales en sels minéraux nutritifs (phosphate ou azote...etc.) (Ramade, 2000).

✓ Causes de l'eutrophisation

Bien qu'à l'origine de l'eutrophisation (Barroin, 2003) soit un phénomène naturel, il s'est avéré que l'Homme en était la cause aujourd'hui via les rejets locaux liés aux activités domestiques, industrielles et agricoles (Dorioz, 2006), donc les causes de l'eutrophisation et les facteurs favorisant sont de deux origines :

a-Origine naturelle : qui se manifeste par trois voies, le ruissellement dans les bassins versants, ainsi que l'érosion et la percolation. Ceci est favorisé par la présence de zones agricoles fertilisées, les rejets d'eaux résiduaires urbaines et les rejets industriels. A cela s'ajoute le dépôt atmosphérique d'azote provenant de l'élevage animal et des gaz de combustion.

b-Origine anthropique : qui se traduit le ruissellement des terres agricoles expliquant ainsi la présence d'azote. L'implantation d'industries des détergents explique par ailleurs la présence de phosphore (Guasmi et al., 2006).

La présence en excès dans l'eau du phosphore et d'azote est donc à l'origine de l'eutrophisation (fig.5). Ces sels nutritifs constituent une vraie nourriture pour la flore aquatique (plantes aquatiques, algues fixées ou en suspension dans l'eau) qui va donc se développer et se multiplier, réduisant la transparence de l'eau (eau verte). Ces végétaux, en mourant, vont constituer un apport nutritif supplémentaire pour les bactéries. Elles vont se multiplier et consommer encore plus l'oxygène dissous dans l'eau. Ne pouvant plus respirer convenablement, les invertébrés benthiques et les poissons peuvent disparaître. La prolifération d'algues planctoniques peut gêner la production d'eau potable et compromettre la baignade (ONEMA, 2012).

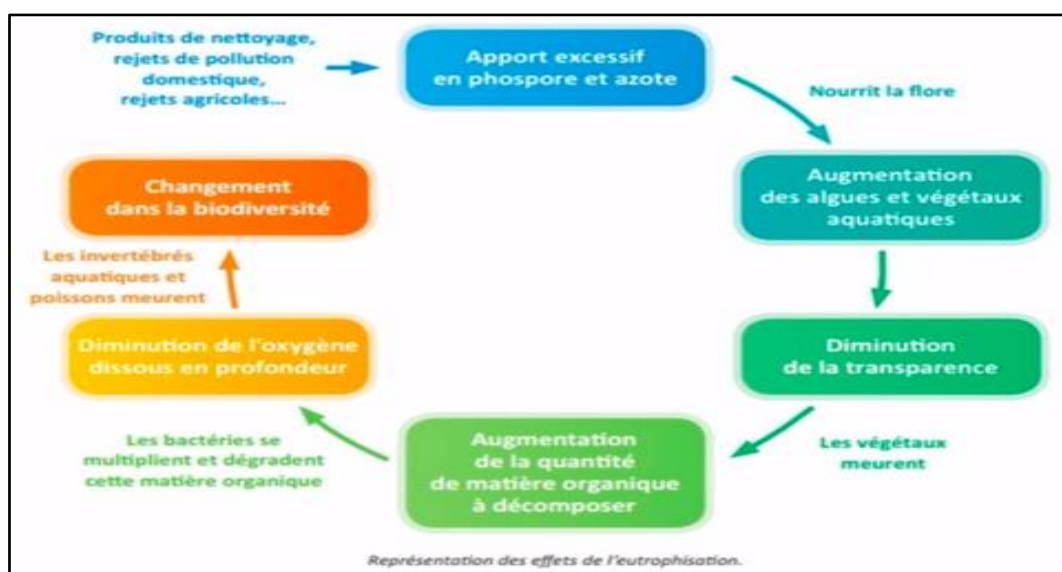


Figure 5 : représentation des effets de l'eutrophisation (adapté par Roisin et Kazwini, 2019)

3.2. Conséquences sanitaires

Les conséquences sanitaires sont donc celles à prendre en compte en priorité. Elles peuvent être liées à l'ingestion d'eau, de poissons, mais aussi au simple contact (fig.6) avec le milieu aquatique (cas de nombreux parasites). La conséquence sanitaire d'une pollution est variable dans le temps en fonction de l'usage, elle est immédiate si on utilise cette eau pour l'alimentation en eau potable (A.E.P) (Gaujous, 1995).

Les maladies d'origine hydrique tuent, encore aujourd'hui, des millions de personnes : 5 par an dans le tiers-monde.



Figure 6 : Eau polluée, danger invisible (Veolia, 2020)

3.3. Conséquences agricoles

L'eau est, dans certaines régions, largement utilisée pour l'arrosage ou l'irrigation, souvent sous forme brute (non traitée).

La texture du sol (complexe argilo humique), sa flore bactérienne, les cultures et le bétail, sont sensibles à la qualité de l'eau.

De même, les boues issues du traitement des eaux usées pourront, si elles contiennent des toxiques (métaux lourds) être à l'origine de la pollution des sols (Gaujous, 1995).

3.4. Conséquences industrielles

L'industrie est un gros consommateur d'eau, il faut par exemple 1 m³ d'eau pour produire 1 kg d'aluminium.

La qualité requise pour les utilisations industrielles est souvent très élevée, tant sur le plan chimique (minéralisation, corrosion, entartrage), que biologique (problèmes de biofouling, c'est-à-dire d'encrassement des canalisations par des organismes). Le développement industriel peut donc être stoppé par la pollution. C'est une des raisons pour laquelle la préoccupation de pollution est apparue d'abord dans les pays industrialisés (Gaujous, 1995).

3.5. Conséquences à long terme sur le climat

a) Perte des zones humides, puits de carbone naturels

Les zones humides filtrent naturellement l'eau et stockent du carbone (comme les forêts). La pollution perturbe ces écosystèmes, qui deviennent sources de gaz à effet de serre (GES) au lieu de les absorber.

Par exemple, l'eutrophisation (due à l'excès de nutriments comme les nitrates et phosphates) entraîne la décomposition de la matière organique, libérant méthane (CH₄) et protoxyde d'azote (N₂O), deux GES puissants (Beaulieu et al., 2019 ; Bridgham et al., 2013).

b) Déstabilisation du cycle de l'eau

La pollution affaiblit les services écosystémiques liés à l'eau (filtration, régulation de l'humidité, recharge des nappes phréatiques). Cela contribue à l'assèchement des sols, modifie les précipitations locales et accentue les effets du réchauffement climatique (sécheresses, inondations) (Chang, 2016 ; IPCC, 2022).

3.6. Conséquences à long terme sur les inégalités

a) Inégal accès à une eau potable saine

Les populations les plus pauvres sont souvent les plus touchées par l'eau polluée, en raison du manque d'infrastructures de traitement. Cela entraîne (Shrestha et al., 2019 ; Apatinga et Apau, 2022) :

- ✓ Des coûts de santé accrus (maladies hydriques)
- ✓ Un temps perdu à chercher de l'eau (souvent par les femmes et les enfants) ;
- ✓ Une dépendance à des ressources de qualité douteuse.

b) Vulnérabilité accrue face aux catastrophes climatiques

La pollution de l'eau aggrave les effets du changement climatique (crues, sécheresses) qui touchent disproportionnellement les pays en développement. Cela renforce le cycle de pauvreté et d'inégalités environnementales (Ward, 2010 ; Ahmed et al., 2020).

c) Inégalités territoriales et environnementales

Les zones industrielles ou urbaines pauvres subissent davantage la pollution de l'eau, souvent à proximité de décharges ou de sites polluants. Cela crée des "sacrifices environnementaux" pour des populations déjà marginalisées (Boakye-Ansah et al., 2016 ; Hoque et al., 2021 ; Bae et al., 2023).

CHAPITRE II.

CONTAMINATION DES EAUX DE SURFACE

PAR LES PESTICIDES

II. Contamination des eaux de surface par les pesticides**1. Généralité sur les pesticides****1.1. Définition et utilisation**

Depuis la révolution industrielle, l'exploitation des terres agricoles s'intensifie au rythme de la croissance exponentielle de la population mondiale. La mécanisation et la modernisation des techniques de travail ont favorisé l'augmentation de la production agricole répondant ainsi à une demande de plus en plus forte. En plus de ces progrès technologiques, l'agriculture se dote aujourd'hui de produits chimiques plus performants afin de contrôler les pertes de récoltes qui sont associées à la présence de plantes ou d'insectes nuisibles (Nauen et Bretschneider, 2002).

Parmi ces produits chimiques, il se trouve que les pesticides jouent un rôle de premier plan dans la protection des végétaux contre les organismes nuisibles (Sarwar et Salman, 2015). Ces pesticides sont, en effet, des substances xéno-biotiques utilisées en agriculture pour combattre les ravageurs, les maladies et les mauvaises herbes (Van Der Werf et Zimmer, 1998).

Couramment appelés produits phytosanitaires, les pesticides ont définis par la directive européenne 91/414/CEE comme étant des substances actives ou préparations contenant une ou plusieurs substances actives, qui remplissent un ou plusieurs objectifs destinées à :

- protéger les végétaux contre tous les organismes nuisibles (en curatif ou en préventif) ;
- réguler la croissance des végétaux ;
- assurer le stockage et la conservation des produits végétaux ;
- détruire les végétaux indésirables, freiner ou prévenir une croissance indésirable des végétaux.

La protection des cultures à l'aide des produits phytosanitaires est donc un des moyens pour l'agriculteur de lutter contre les ravageurs et ennemis de ses cultures. Il est cependant à noter qu'une protection n'est jamais totale, elle vise plutôt à limiter les pertes (Testud et al., 2007).

D'autre part, les pesticides sont également utilisés dans de nombreuses autres activités professionnelles (traitement du bois, des textiles, des matériaux ; désinsectisation ; usages vétérinaires...) ainsi que pour des usages domestiques et de jardinage. Toutefois, les aspects agricoles sont d'ailleurs les plus importants, puisque l'agriculture concentre 95 % des usages de pesticides (Thevenot, 2015).

1.2. Historique

Selon Calvet et al (2005), l'utilisation des pesticides en agriculture remonte à l'antiquité, comme l'indique l'emploi du soufre cité par Homère et celle de l'arsenic signalé par Pliny l'Ancien, utilisé comme insecticide depuis la fin du XVII^e siècle. A la même époque, l'utilisation de la nicotine a été recommandée par Jean de La Quintinie (1626-1688) après la découverte de ses propriétés toxiques. Cependant, c'est lorsque de graves épidémies avaient apparus surtout au cours des XIX^{ème} et XX^{ème} que des propriétés biocides de nombreux produits chimiques ont été mises en évidence donnant lieu à de considérables développements des techniques de protection des plantes. Dès lors, les traitements insecticides, fongicides et herbicides apparaissent et prennent une grande importance.

L'apparition en Europe en 1845 du mildiou de la pomme de terre (*Phytophthora infestans*) qui fut à l'origine d'une famine dramatique en Irlande, et de nombreuses invasions fongiques sur les céréales et la vigne a contribué largement à ces progrès. Parmi les pesticides les plus utilisés au cours du XIX^{ème} siècle, il faut citer les fongicides à base de sulfate de cuivre, en particulier la fameuse bouillie bordelaise (mélange de sulfate de cuivre et de chaux, mise au point par A. Millardet (1838-1902) qui en proposa l'utilisation en 1885. L'arséniate de plomb a été utilisé en Algérie en 1888 autant qu'insecticide pour lutter contre l'Eudémis de la vigne.

Ensuite, à partir de la seconde guerre mondiale, le DDT (Dichloro Diphenyle Trichloroéthane) de la famille des organochlorés, dont les propriétés insecticides ont été découvertes par Müller et Weissman en 1939, a connu un grand succès dans la lutte contre de nombreux insectes ravageurs et aussi contre les moustiques transmettant le paludisme.

D'autres produits herbicides ont été découverts par Zimmerman et Hitchcock en 1942. Le plus connu est l'acide 2,4-dichlorophénoxy-acétique (2,4-D) pour désherber les céréales. Après 1950, l'utilisation des produits phytosanitaires s'est beaucoup développée, face à la recherche de rendements élevés et de qualité. Des insecticides très efficaces ont été découverts appartenant aux familles chimiques des organophosphorés et des carbamates. Le malathion, le parathion en sont des exemples. Les fongicides organiques développés durant cette période sont nombreux et appartiennent à diverses familles chimiques (les strobilurines, les composés hétérocycliques, benzimidazoles,...). Les herbicides ont aussi connu un important développement, avec l'apparition des urées substituées (linuron, diuron,...). Dans les années 1970-80 apparaît une nouvelle classe d'insecticides, les pyréthrinoides qui dominent pour leur

part le marché des insecticides. Le tableau 3 résume les différentes étapes des découvertes des pesticides qui commencent avant 1900 jusqu'à nos jours.

Tableau 3 : historique de l'évolution des trois plus grandes classes de pesticides dès 1900 à 2000 (Mhadhbi, 2019).

	HERBICIDES	FONGICIDES	INSECTICIDES
Avant 1900	Sulfate de cuivre Sulfate de fer	Soufre	Nicotine
1900-1920	Acide sulfurique		Sels d'arsenic
1920-1940	Colorants nitrés		
1940-1950	Phytohormones...		Organochlorés Organophosphorés
1950-1960	Triazines, urées Substituées,	Dithiocarbamates Phtalimides	
1960-1970	Dipyridyles, Toluidines...	Benzimidazoles	
1970-1980	Amino-phosphonates Propionates	Triazoles Dicarboximides Phosphites Morpholines Phénylamides	Pyréthroïdes Benzoyl-urées (régulateurs de croissance)
1980-1990	Sulfanyl urées...	Diéthofencarbe	Imidaclopride
1990-2000	Isoxaflutole -	Strobilurines ---	Fipronil

1.3. Consommation des pesticides

1.3.1. Dans le monde

Aujourd'hui, la consommation de pesticides dans le monde s'élève à 4 millions de tonnes par an, répartis en herbicides (50%), insecticides (30%), et fongicides (17%). Le marché mondial des pesticides a atteint près de 84,5 milliards de dollars US en 2019, affichant un taux de croissance annuel de plus de 4% depuis 2015. Cette croissance devrait se poursuivre, avec des prévisions indiquant une valeur potentielle de près de 130,7 milliards de dollars US en 2023, représentant une croissance de 11,5% (El Kaim, 2023).

En 2020, le marché mondial des pesticides utilisés en agriculture a généré un chiffre d'affaires annuel d'environ 53 milliards d'euros (61 milliards de dollars). Notamment, la majorité des ventes de produits est transfrontalière, dépassant les échanges internes des pays. En 2019, les importations et exportations mondiales ont totalisé environ 32 milliards d'euros, représentant plus de 60% des ventes totales. Cette dynamique souligne l'importance des échanges internationaux dans le secteur des pesticides agricoles (BASIC, 2021).

Le Top10 des pays les plus consommateurs de pesticides au niveau mondial figure dans le tableau 4. La moitié des pays qui figurent dans le Top10 consommateurs de pesticides (en gras dans le tableau), détiennent également les plus importantes firmes de l'agrochimie.

Tableau 4 : Top10 des pays consommateurs de pesticides selon la consommation annuelle (Millions de Kg) et consommation algérienne (Bettiche, 2017).

Rang	Pays	Consommation annuelle de pesticides	Rang	Pays	Consommation annuelle de pesticides
1	Chine	1 806	6	Italie	63
2	USA	386	7	France	62
3	Argentine	265	8	Canada	54
4	Thaïlande	87	9	Japan	52
5	Brésil	76	10	Inde	40
Sans classement				Algérie	6-10

La Chine est de loin en tête du classement consommateur de pesticides avec 1806 millions de Kg (1806 103 Tonne), suivi de la Thaïlande (87 103 T), du Japan (52 103 T) et de l'Inde (40 103 T) côté asiatique. Les Etats Unis (386 103 T), l'Argentine (265 103 T), le Brésil (76 103 T) et le Canada (54 103 T) sont les plus importants consommateurs côté du continent américain. Tandis qu'en Europe les pays en tête de la consommation sont l'Italie et la France avec 63 103 T et 62 103 T, respectivement.

L'utilisation des pesticides en Afrique est la plus faible de tous les continents en raison de la pauvreté, de l'instabilité, des pluies peu fiables et des sols indifférents qui ont empêché la petite agriculture de se moderniser dans une grande partie de la région. Cependant, il existe des

zones d'utilisation intensive des pesticides en Afrique du Nord, par exemple dans les régions cotonnières du Soudan. Aussi, les grandes fermes commerciales et plantations produisant du café et d'autres cultures d'exportation en Afrique du Sud (Benaboud et al., 2014).

1.3.2. En Algérie

La quantité annuelle de pesticides utilisée en Algérie est comprise entre 6 000 à 10 000 T. D'après le tableau 4, cette quantité est six à dix fois moins importante que la consommation française. Elle est également moins importante que celle du Maroc atteignant 12 000 T en 2004 (Moussaoui, 2001). Cependant, en 2013, l'usage des pesticides totaux est passé à 25 841 T d'ingrédients actifs dont les régulateurs de croissance des plantes représentent 22 000 T (85%) alors que les herbicides, les insecticides et les fongicides-bactéricides représentent respectivement 886 T (3%), 927 T (4%) et 2028 T (8%) d'ingrédients actifs.

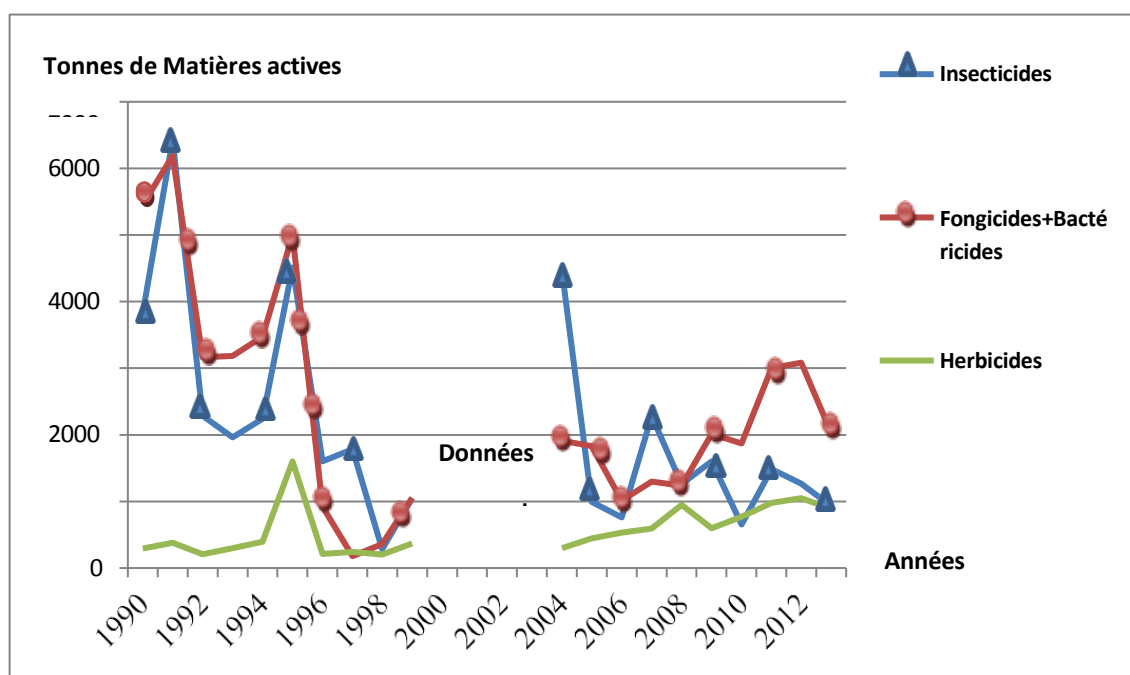


Figure 7 : evolution des quantités de pesticides utilisées en Algérie par catégorie entre 1990 et 2013 (Etablie à partir des données de la FAOSTAT)

Aussi, selon la division des statistique de la FAO entre 2005 et 2009, la quantité de pesticides utilisée en Algérie à l'hectare de terre arable est comprise entre 0.21 et moins 1 Kg, plus importante donc que la dose moyenne africaine qui était de 0.13 kg/ha (FAO, 2013). Les quantités utilisées en Algérie selon catégories sont illustrées dans la figure 7, les données par famille chimique ne sont pas toujours disponibles, elles sont surtout regroupées par types

d'usages (insecticides, herbicides, fongicides,...) et couvrent une période de 23 ans (entre 1990 et 2013).

1.4. Classification

Les pesticides disponibles aujourd'hui sur le marché sont caractérisés par une telle variété de structure chimique, de groupes fonctionnels et d'activité que leur classification est complexe. D'une manière générale, ils peuvent être classés en fonction de la nature de l'espèce à combattre (1^{er} système de classification) mais aussi en fonction de la nature chimique de la principale substance active qui les compose (2^{ème} système de classification) :

1.4.1. Classifications en fonction des organismes cibles

Le premier système de classification repose sur le type de parasites à contrôler. Ainsi, trois principales familles de pesticides sont identifiées : les herbicides, les fongicides et les insecticides :

- **Les herbicides** : ils représentent les pesticides les plus utilisés en tonnages et en surfaces traitées. Ils sont destinés à éliminer les mauvaises herbes adventices des cultures (Ben Salem, 2017). Les herbicides possèdent différents modes d'action sur les plantes. Ils peuvent être des perturbateurs de la régulation de l'auxine ; principale hormone agissant sur l'augmentation de la taille des cellules, de la photosynthèse ou encore des inhibiteurs de la division cellulaire, de la synthèse des lipides, de la cellulose ou des acides aminés. Ces produits phytosanitaires se distinguent par leur voie de pénétration dans les végétaux (Berns et al., 2007 ; Hauswirth et Wetzel, 1998) :

- Herbicides à pénétration racinaire : appliqués sur le sol, ils pénètrent par les organes souterrains des végétaux (racines, graines, plantules), le traitement se fait alors avant la levée de la plante ;

- Herbicides à pénétration foliaire : appliqués sur le feuillage, ils pénètrent par les organes aériens des végétaux (feuilles, pétioles, tiges) ; ce sont les traitements herbicides de postlevée, effectués après la levée de la plante ;

- Herbicides de contact : herbicides qui agissent après pénétration plus ou moins profonde dans les tissus, sans aucune migration d'un organe à un autre de la plante ; Herbicides systémiques : herbicides capables d'agir après pénétration et migration d'un organe à un autre de la plante.

• **Les fongicides** : ils permettent de combattre la prolifération des maladies des plantes provoquées par des champignons ou encore des bactéries. Ils peuvent agir différemment sur la cible, soit en inhibant le système respiratoire ou la division cellulaire, soit en perturbant la biosynthèse des acides aminés, des protéines ou le métabolisme des glucides (Leroux, 2003).

• **Les insecticides** : cette classe de pesticides est utilisée pour la protection des plantes contre les insectes nuisibles. Ils interviennent en les éliminant ou en empêchant leur reproduction. Différents types existent notamment : les neurotoxiques, les régulateurs de croissance et ceux agissant sur la respiration cellulaire (Aubertot et Robin, 2013).

À celles-ci s'ajoutent des produits divers tels que les acaricides (contre les acariens), les nématicides (contre les nématodes), les rodenticides (contre les rongeurs), les taupicides (contre les taupes), les molluscicides (contre les limaces et les escargots), les corvicides et les corvifuges (contre les corbeaux et les oiseaux ravageurs de culture).

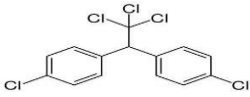
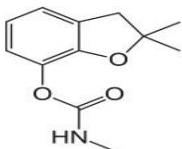
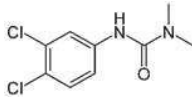
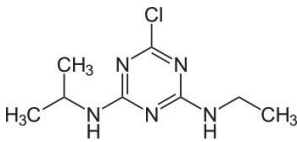
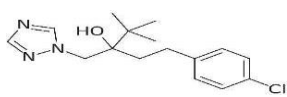
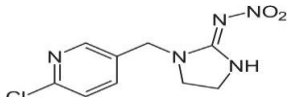
1.4.2. Classifications chimiques

Selon le deuxième système de classification, les principaux groupes chimiques comprennent les organochlorés, les organophosphorés, les carbamates, les pyréthrinoides, les triazines et les urées substituées. En fait, ce classement se fait en fonction de la nature chimique de la substance active. La présence de certains groupements fonctionnels et /ou atomes confère aux pesticides certaines propriétés physico-chimiques (ionisabilité, hydrophobie, solubilité, persistance). Par exemple :

- ✓ le groupement donneur ou accepteur de proton d'un pesticide est susceptible de s'ioniser ;
- ✓ un pesticide comprenant des atomes de chlores est généralement récalcitrant à la dégradation (Bouland et al., 2004).

Ce deuxième système de classification ne permet pas de définir de manière systématique un composé. Certains pesticides peuvent être composés de plusieurs fonctionnalités chimiques. Ils peuvent alors être classés dans une ou plusieurs familles chimiques (Calvet et al., 2005). Il existe actuellement plus de 80 familles ou classes chimiques dont les structures caractéristiques de certaines de ces familles sont présentées en tableau 5 :

Tableau 5 : structures chimiques, formules brutes, modes d'action et effets de quelques substances actives appartenant à différentes familles chimiques (Branchet, 2018).

Substances actives	Famille Chimique	Structure chimique et formule brute	Pesticides
DDT	Organochloré (dichlorodiphényléthane)	 C ₁₄ H ₉ Cl ₅	Insecticide
Chlorpyrifosméthyl	Organophosphoré	 C ₇ H ₇ Cl ₃ NO ₃ PS	Insecticide
Carbofuran	Carbamate	 C ₁₂ H ₅ NO ₃	Insecticide
Diuron	Urée substituée (phénylurée)	 C ₉ H ₁₀ Cl ₂ N ₂ O	Herbicide
Atrazine	Triazine	 C ₈ H ₁₄ ClN ₅	Herbicide
Tébuconazole	Triazole	 C ₁₆ H ₂₂ ClN ₃ O	Fongicide
Imidaclopride	Néonicotinoïde	 C ₉ H ₁₀ ClN ₅ O ₂	Insecticide

1.5. Dissipation et devenir des pesticides dans l'environnement

1.5.1. Les phénomènes de dispersion

Hors déversement accidentel, l'introduction des pesticides dans l'environnement est le plus souvent intentionnelle (application au champ, dans les jardins ou sur les espaces urbains) mais les molécules appliquées peuvent se retrouver dans des compartiments de l'environnement qui n'étaient pas ciblés au départ : c'est par exemple le cas des pesticides appliqués sur la parcelle agricole et transportés vers les eaux de surfaces, ou des produits ingérés par des organismes auxiliaires, qui n'étaient pas considérés comme nuisibles pour la culture traitée. Ces pertes peuvent avoir lieu dès l'application, Voltz et al. (2005) estiment ainsi qu'une part importante des substances actives épandues par pulvérisation foliaire n'atteignent par leur cible et sont perdues dans le sol (10 à 70 %) ou dans l'air (30 à 50 %).

Le devenir des pesticides dans l'environnement va dépendre du compartiment dans lequel ils se trouvent (air, eau, sol), des conditions qui y règnent (température, pH, richesse en microorganismes), et des caractéristiques physico-chimiques intrinsèques de la molécule considérée.

a) Compartiment atmosphérique

Après application, les pesticides peuvent se retrouver dans le compartiment atmosphérique par volatilisation, depuis le sol nu ou depuis le couvert végétal. Lorsque la volatilisation a lieu spécifiquement pendant l'application, on parle de « dérive » (fig.8). Les principaux facteurs influençant le flux de volatilisation sont la nature physico-chimique du composé (tension de vapeur, constante de Henry), les conditions pédoclimatiques locales (vent, température, humidité, etc...) et le mode de pulvérisation (Voltz et al., 2005).

L'érosion éolienne (entraînement des particules de sol et des molécules qui y sont adsorbées sous l'effet du vent) peut également contribuer à la présence de pesticides dans l'atmosphère. Une fois dans l'air, les pesticides peuvent être transportés sur de très longues distances, puis retourner au sol par dépôt ou lessivage par les pluies. C'est ainsi qu'il a été possible de détecter du DDT ou du chlordane dans des régions telles que l'Arctique ou l'Antarctique, où ces molécules n'ont jamais été utilisées (Oehme, 1991).

b) Compartiment sol

Hormis les phénomènes de dérive, la plupart des mécanismes de transport des molécules concernent le sol (fig.8). Une partie des pesticides présents sur les feuilles va ainsi retomber au

sol à la faveur d'une pluie. Le lessivage foliaire est un phénomène très variable, qui dépend de la nature chimique du pesticide, du temps passé entre le traitement et l'occurrence de la pluie, de l'intensité et de la durée de la pluie (Voltz et al., 2005).

Les pertes par lessivage foliaire sont maximales lorsque l'épisode pluvieux survient peu de temps après le traitement, et peuvent atteindre 70 à 80 % des quantités appliquées pour les molécules polaires (Leonard, 1990).

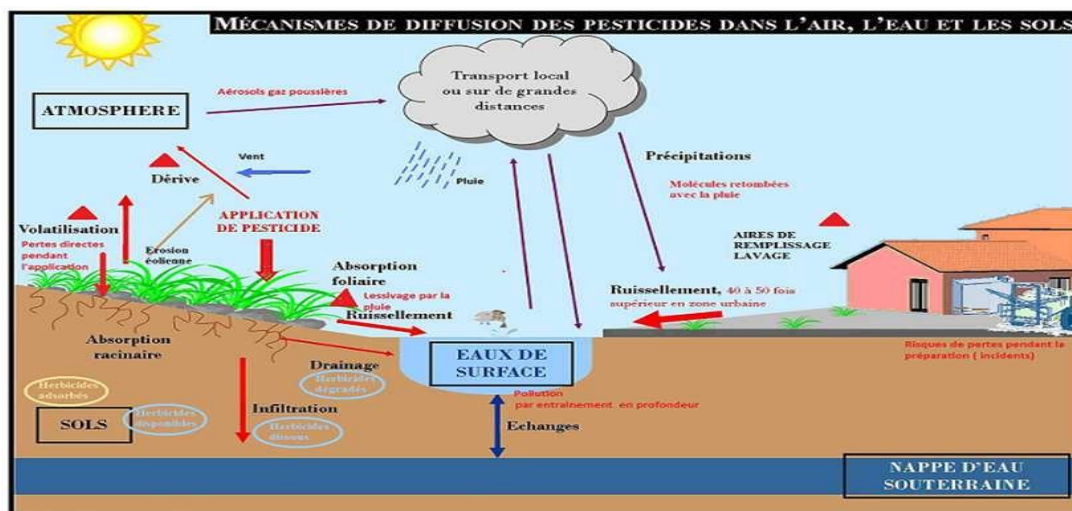


Figure 8 : processus de diffusion des pesticides dans l'environnement (Aubertot et al., 2005)

c) Compartiment eau

▪ Principales modalités de contamination des eaux de surface par les pesticides

Les pesticides peuvent être entraînés vers les eaux superficielles sous différentes formes, par des processus de diffusion, de désorption et de dissolution mais également par des mécanismes dus à l'érosion et l'entraînement des particules où sont fixés les contaminants. Ces phénomènes peuvent potentiellement rendre la présence de pesticides effective toute l'année ou provoquer un passage rapide vers l'eau provoquant un pic de pollution à la première pluie suivant l'épandage. Le transfert par un vecteur aqueux est particulièrement efficace. Voltz et Louchart (2001) ont relaté la part de chaque voie de transfert comme exposé dans la figure 9.

Le transfert vers les eaux de surface, qui peut être calculé en rapportant la quantité retrouvée dans l'eau à un pourcentage de la quantité appliquée, représente, selon les molécules, entre 1 à 10 % de la quantité épandue (Voltz et Louchart, 2001). Mais, bien que les eaux de

surface accueillent une faible part des quantités épandues sur le bassin versant, la pollution par les pesticides de ces milieux reste un problème majeur.

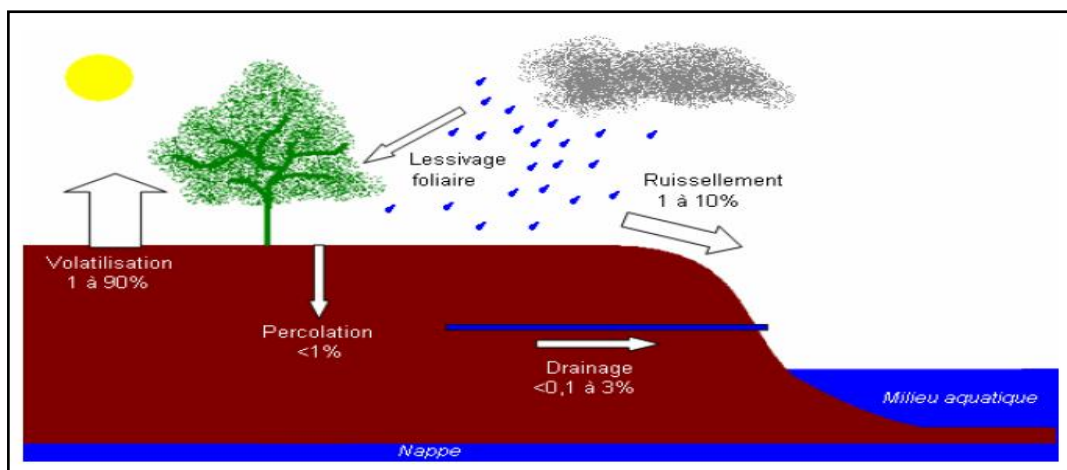


Figure 9 : dissipation des pesticides et taux de transfert vers le milieu aquatique (d'après la synthèse de Voltz et Louchart, 2001)

L'entraînement par l'eau des molécules présentes dans le sol peut se faire par différents types d'écoulement :

- Le ruissellement de surface : est un écoulement horizontal à la surface du sol. Celui-ci engendre souvent la formation de rigoles où l'érosion est particulièrement forte. Le passage de l'eau dans ces sillons mobilise une plus grande épaisseur de sol et favorise les phénomènes d'adsorption/désorption.

- L'écoulement hypodermique : correspond à un écoulement de l'eau sous la surface du sol, dû à une rupture brutale de perméabilité comme par exemple la compaction sous la semelle de labour ou l'interface sol/roche. Ce type d'écoulement est plus lent que le ruissellement de surface et les deux formes d'écoulement peuvent interférer par des processus d'infiltration/exfiltration (Ambroise, 1999).

2. Impact des pesticides sur les écosystèmes

2.1. Effets sur les organismes vivants

Après épandage et dispersion dans l'environnement, les pesticides, même partiellement dégradés et/ou dissociés des adjuvants présents dans les formulations commerciales, peuvent affecter négativement des organismes vivants qui n'étaient pas ciblés au départ. Ces effets concernent tous les compartiments du vivant, des microorganismes aux mammifères, quel que soit leur habitat (terrestre ou aquatique).

a) Organismes terrestres

Quel que soit le mode d'application (traitement sur sol nu ou application foliaire), l'exposition des organismes du sol aux pesticides est inévitable. Des espèces non cibles peuvent ainsi recevoir, selon les cas, la totalité ou une fraction (celle non retenue par le couvert végétal) de la dose appliquée.

Des suivis de 10 ans en vergers ont montré des impacts de sulfonilurées sur la diversité bactérienne du sol. Les insectes volants sont exposés aux pesticides au moment de l'épandage, par contact avec les surfaces traitées, par ingestions d'aliments contaminés ou par inhalation (Voltz et al., 2005). Pour ces organismes, l'impact direct des pesticides provient généralement des propriétés neurotoxiques de certaines molécules (pyréthrinoïdes notamment) (Sommer et al., 2001).

Le déclin des populations d'abeilles, plus connu sous le nom de syndrome d'effondrement, observé partout dans le monde a été lié à l'utilisation de néonicotinoïdes (Van der Sluijs et al., 2013 ; Laycock et al., 2014), bien que les causes de ce déclin semblent être multifactorielles (EFSA, 2014).

L'ingestion d'aliments contaminés constitue souvent la voie principale d'exposition des vertébrés terrestres, du fait de la tendance des animaux à quitter les parcelles lors des traitements (Voltz et al., 2005). La raréfaction des sources de nourriture, et l'aversion gustative induite par la présence du pesticide sur des aliments qui sont ensuite délaissés (dégoût qui se maintient même longtemps après que le pesticide a disparu), sont des causes avancées pour expliquer le déclin des populations d'oiseaux insectivores dans les zones traitées avec des organochlorés, des carbamates ou des organophosphorés (Nicolaus et Lee, 1999 ; Genghini et al., 2006 ; Nocera et al., 2012).

b) Organismes aquatiques

Bien que généralement non intentionnelle, la contamination des milieux aquatiques peut avoir des effets notables sur les organismes qui y vivent. Ces effets peuvent être directs, ou indirects, voire les deux à la fois. Du fait de leurs propriétés physico-chimiques (solubilité et polarité), les pesticides les plus fréquemment détectés dans les cours d'eau sont des herbicides.

Les conséquences directes de cette présence concernent la raréfaction des producteurs primaires photosynthétiques que sont le phytoplancton, les microalgues et les macrophytes (Solomon et al., 1996 ; Fairchild et al., 1998 ; Ricart et al., 2009 ; Chang et al., 2011), beaucoup d'herbicides agissant par inhibition de la photosynthèse. Les effets indirects peuvent se traduire par une réorganisation des communautés, les espèces sensibles étant remplacées par des espèces plus tolérantes (Voltz et al., 2005).

✓ **Exposition des organismes**

Les voies de transfert et les propriétés des substances conditionnent l'état (dissous ou adsorbé à des particules) dans lequel les pesticides arrivent dans les milieux aquatiques. La forme chimique des molécules peut fortement conditionner leur biodisponibilité (et donc fréquemment leur toxicité) pour les organismes aquatiques (Knezovich et al., 1987 ; Phyu et al., 2004). Tous les groupes d'organismes aquatiques ne sont pas exposés de la même façon, en fonction de leurs caractéristiques anatomiques, physiologiques et écologiques (habitat, ressources alimentaires utilisées, etc.).

✓ **Impact sur les producteurs primaires**

Ce groupe d'êtres vivants représente le maillon le plus important des réseaux alimentaires des systèmes aquatiques dont il constitue la base de la productivité en servant de nourriture à de nombreux invertébrés ou vertébrés. De plus, il contribue au renouvellement en oxygène du milieu (Sauvegrain, 1980 ; Echuaubard, 2002).

Les producteurs primaires, de la par leur homologie structurale et fonctionnelle, sont susceptibles d'être négativement affectés par les herbicides. L'introduction de ces derniers dans les milieux aquatiques peut s'accompagner de modifications de la structure des communautés de producteurs primaires liées à la disparition/raréfaction des espèces sensibles.

Il est alors possible que des espèces opportunistes et/ou tolérantes occupent les niches écologiques laissées vacantes par des espèces plus sensibles et se mettent à proliférer et par conséquent tout le fonctionnement de l'écosystème risque d'en être perturbé (Echaubard, 2002).

A titre de données, les herbicides « dérivés de l'urée » qui sont très solubles dans l'eau sont extrêmement toxiques pour algues et phanérogames marines (Bouchon et Lemoine, 2003).

✓ **Impact sur les invertébrés (zooplancton et benthos)**

Les organismes du zooplancton et du benthos (organismes qui vivent à la surface des substrats immergés – plantes, sédiments, etc., ou dans ces substrats) jouent un rôle fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques en tant que compartiments intermédiaires entre les producteurs primaires et les organismes situés au sommet des réseaux trophiques (poissons, oiseaux) (Pourriot et al., 1982 ; Allan, 1995). Ils représentent fréquemment la biomasse la plus importante dans ces milieux et ils occupent de nombreuses niches écologiques, en particulier d'un point de vue trophique (herbivores, prédateur/parasites, détritivores).

Des études ont montré que les pesticides peuvent induire des modifications génétiques et des altérations métaboliques chez le zooplancton, affectant ainsi leur survie et leur rôle écologique. L'exposition continue aux pesticides peut favoriser, d'autre part, les espèces résistantes, modifiant la composition des communautés zooplanctoniques et perturbant les équilibres écologiques (Barata et al., 2002).

Les organismes benthiques, vivant au fond des plans d'eau, sont exposés aux pesticides par sédimentation et contact direct. Ces substances peuvent affecter leur physiologie, leur reproduction et leur rôle dans le recyclage des nutriments, ce qui altère la structure des communautés benthiques, réduit la biodiversité et perturbe les fonctions écosystémiques (Schäfer et al., 2012).

✓ **Impact sur les poissons**

Les pesticides présents dans les milieux aquatiques peuvent avoir de graves conséquences sur la santé des poissons, affectant leur physiologie, leur comportement, leur reproduction et, plus globalement, l'équilibre des populations piscicoles. En raison de leur mode de respiration branchiale, les poissons absorbent facilement les contaminants dissous dans l'eau, notamment les insecticides, herbicides et fongicides issus du ruissellement agricole ou des rejets directs.

Sur le plan physiologique, les pesticides peuvent induire un stress oxydatif important, provoquant des altérations tissulaires au niveau des branchies, du foie et des reins. Par exemple, une exposition au glyphosate chez le poisson-chat africain (*Clarias gariepinus*) entraîne une réduction significative des enzymes antioxydantes, telles que la superoxyde dismutase,

traduisant un déséquilibre métabolique et une vulnérabilité accrue aux dommages cellulaires (Guedegba et al., 2019).

Les effets comportementaux sont également bien documentés. Plusieurs études ont observé chez les poissons exposés à des insecticides comme l'emamectine benzoate ou l'acétamipride une perte de coordination, une nage anormale et une diminution de la capacité à fuir les prédateurs. Ces comportements anormaux compromettent la survie individuelle et perturbent les dynamiques de population (Guedegba et al., 2019 ; Eawag, 2020).

Sur le plan reproductif, des altérations subtiles mais persistantes ont été observées. Chez *Clarias gariepinus*, une exposition prolongée à des doses faibles de pesticides comme le TIHAN 175 O-TEQ a entraîné des modifications hématologiques et biochimiques, sans effet immédiat sur la fertilité mais avec un potentiel de perturbation endocrinienne à long terme (Imorou Toko et al., 2014).

✓ Impact sur les amphibiens

Dans le contexte du déclin actuel de la biodiversité au niveau mondial, les amphibiens sont l'un des groupes d'organismes pour lesquels il existe le plus grand nombre de données mettant en évidence la réduction de l'abondance de certaines populations, voire la disparition totale de certaines espèces (Houlahan et al., 2000 ; Alford et al., 2001). Ce déclin des amphibiens est caractérisé par trois traits très particuliers (Collins et Storfer, 2003) :

- une augmentation récente (depuis les années 1980) des observations de raréfaction des populations et de disparition d'espèces ;

- l'existence de causes qui se manifestent simultanément et parfois dans des sites très éloignés les uns des autres ;

- un déclin qui touche même les populations vivant dans des zones protégées.

Il y a à l'heure actuelle 6 hypothèses concernant l'origine de ce déclin (Collins et Storfer, 2003) :

- l'introduction d'espèces étrangères (prédateurs, compétiteurs, vecteurs de pathogènes (Kats et Ferrer, 2003) ;

- la surexploitation des populations pour la consommation humaine (Collins et Storfer, 2003) ;

- des modifications des usages des terres (destruction des habitats, modification de la connectivité au sein des paysages (Collins et Storfer, 2003) ;
- un impact des changements globaux (augmentation du rayonnement UV, modification du climat, etc (Carey et Alexander, 2003) ;
- l'émergence de pathologies infectieuses dues à des agents tels que des champignons (chytridiomycètes) ou des iridovirus (Daszak et al., 2003 ; Muths et al., 2003), l'utilisation accrue de pesticides et d'autres substances toxiques (Blaustein et al., 2003).

Toutes ces hypothèses ne sont pas exclusives, des modifications des conditions environnementales pouvant par exemple avoir des conséquences sur la sensibilité des amphibiens à certaines pathologies (Carey et Alexander, 2003). Les modifications des paysages liées à l'agriculture (défrichage de zones boisées, assèchement de zones humides, etc.) et les intrants associés à l'agriculture intensive (engrais, pesticides) sont fréquemment cités comme les causes majeures du déclin des amphibiens dans les régions tempérées, et notamment en Europe, mais cette analyse repose sur peu d'études convenablement réalisées (Blaustein et al., 2003).

2.2. Effets sur les réseaux trophiques

Au sein des écosystèmes, les effets toxiques directs des pesticides peuvent entraîner des modifications des interactions biologiques et de divers processus qui impliquent des espèces qui sont moins sensibles à ces substances. Ces modifications sont appelées effets secondaires ou indirects (Brooker et Edwards, 1975 ; Hurlbert, 1975). Ces effets reposent essentiellement sur une modification des relations de compétition au sein d'un même niveau trophique et/ou des relations de consommation entre des niveaux trophiques successifs (Fleeger et al., 2003). Certains de ces effets ont parfois été observés dans des écosystèmes aquatiques naturels, mais les données valides à ce propos sont rares (Liess et al., 2005).

Les changements de structure des communautés végétales peuvent en théorie entraîner des modifications de l'abondance et/ou de la composition de certains groupes d'animaux et notamment des organismes herbivores (Peichl et al., 1985 ; Richard et al., 1985 ; Stephenson et Mackie, 1986 ; Draxl et al., 1991 ; Kasai et Hanazato, 1995).

Par le jeu des relations trophiques, ces modifications des niveaux inférieurs des réseaux trophiques peuvent avoir des conséquences qui se propagent (régulation ascendante ou "bottom up") jusqu'aux niveaux les plus élevés (prédateurs, super prédateurs).

Une augmentation de l'abondance de certains herbivores peut aussi être provoquée par une baisse de la compétition avec d'autres herbivores dont les populations sont elles-même affectées par la substance concernée. Inversement, certaines espèces algales peuvent tirer profit d'une réduction plus ou moins durable de l'abondance de leurs consommateurs, à la suite par exemple d'une contamination par des insecticides (régulation descendante ou "top down") (Papst et Boyer, 1980 ; Hansen et Garton, 1982 ; Yasuno et al., 1982 ; Brock et al., 1992 ; Webber et al., 1992 ; van Donk et al., 1995).

Il est néanmoins possible d'envisager des enchaînements probables d'effets directs et indirects, notamment pour les herbicides et les insecticides qui sont les substances pour lesquelles les données disponibles sont les plus nombreuses (Brock et al., 2000). Les données qui ont permis d'élaborer ces hypothèses proviennent pour la plupart d'études réalisées dans des systèmes expérimentaux et elles n'ont donc pas valeur de preuves de l'existence de ces phénomènes dans les milieux naturels. Le caractère récurrent de la plupart de ces observations et le fait qu'elles s'inscrivent dans des schémas écologiques conformes à ce qui est connu du fonctionnement des écosystèmes aquatiques font que leur existence dans les milieux naturels soumis aux pesticides est néanmoins très probable, même si d'avantage d'études de terrain valides sont encore nécessaires pour en avoir confirmation.

CHAPITRE III.

QUALITÉ DE L'EAU

III. Qualité de l'eau

La qualité de l'eau a un impact direct sur l'état des milieux aquatiques, tant sur la faune que sur la flore. Le bon fonctionnement des écosystèmes dépend de la qualité de l'eau dans laquelle ils se trouvent.

En fait, l'appréciation de la qualité de l'eau a pour but de protéger et restaurer les écosystèmes aquatiques de surface, souterrains et côtiers et de promouvoir leur utilisation durable, de faire cesser et inverser leur dégradation, et d'enrayer l'appauvrissement de la biodiversité. Elles visent à réduire, autant que nécessaire, la détérioration de toutes les eaux par des sources de pollution diffuses ou ponctuelles.

L'appréciation de la qualité de l'eau se base sur la mesure de paramètres physico-chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques, indicateurs d'une plus ou moins bonne qualité de l'eau.

1. Indicateurs de la qualité de l'eau**1.1. Indicateurs physico-chimiques****1.1.1. Température**

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercussions écologiques (Leynaud, 1968). Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes (W.H.O, 1987).

La connaissance de la température est essentielle pour les réactions physicochimiques et biologiques régies par leurs caractéristiques thermodynamique et cinétique. A titre d'exemple, la concentration à saturation de l'oxygène dissous, plus l'eau est chaude et plus sa concentration limite diminue. Le pH et la conductivité sont également dépendants de la température de même que les processus de biodégradation carbonée (Thomas, 1995).

Ainsi, la température de l'eau varie en fonction de la température extérieure (l'air), des saisons, de la géologie et de la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol (Gaujou, 1995). La température des eaux superficielles (rivières, lacs et retenues) est très variable selon les saisons et peut passer de 2°C en hiver à 30°C en été. La source principale de

l'augmentation de la température d'origine anthropique est en liaison avec les centrales thermiques et nucléaires (70 à 80 %), le reste étant lié à la métallurgie, aux industries chimiques et alimentaires (Guerraiche, 2017).

1.1.2. Conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) est un paramètre physico-chimique essentiel dans l'évaluation de la qualité de l'eau. Elle mesure la capacité de l'eau à conduire le courant électrique, qui dépend directement de la concentration en ions dissous (surtout des sels minéraux comme les chlorures, sulfates, nitrates, sodium, calcium, magnésium, etc.). Plus l'eau contient d'ions dissous, plus sa conductivité est élevée. À l'inverse, une eau pure (comme l'eau distillée) présente une conductivité très faible, de l'ordre de 0,5 à 3 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En revanche, les eaux naturelles (tab.6) présentent des valeurs beaucoup plus élevées, généralement entre 50 et 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, selon le contexte géologique, hydrologique et les apports anthropiques (pollution, ruissellement agricole, rejets industriels, etc.) (Rodier et al., 2009).

Tableau 06 : classification des eaux selon la conductivité (Rodier et al., 2009).

Type d'eaux	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{Cm}$)	Résistivité ($\Omega. \text{m}$)
- Eau pure	< 23	> 30000
- Eau douce peu minéralisée	100 à 200	5000 à 10000
- Eau de minéralisation moyenne	250 à 500	2000 à 40000
- Eau très minéralisée	1000 à 2500	400 à 1000

Bien que les pesticides soient souvent des molécules organiques peu ionisées et donc peu conductrices, leur présence est fréquemment corrélée à une augmentation de la CE, notamment dans les zones agricoles. En effet, l'utilisation de pesticides est généralement accompagnée de fertilisants azotés et phosphatés (comme le nitrate et le phosphate d'ammonium), qui augmentent fortement la conductivité de l'eau. Ainsi, une conductivité élevée peut indiquer une contamination diffuse d'origine agricole, même si elle ne permet pas de détecter spécifiquement les pesticides (Chapman, 1996 ; APHA, 2017).

1.1.3. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le potentiel d'hydrogène (pH) mesure la concentration en ions H^+ de l'eau et traduit ainsi la balance entre acides et bases sur une échelle logarithmique de 0 à 14 (Chapman et Kimstach, 1996). Le pH dépend de l'origine des eaux, de la nature géologique du substrat et du bassin versant traversé (Dussart, 1966 ; Bermond et Vuichard, 1973). Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques entre l'eau, le gaz carbonique dissous, les carbonates et les bicarbonates qui constituent des solutions tamponnées conférant à la vie aquatique un développement favorable.

Dans les eaux de surface non perturbées, le pH se situe généralement entre 6,5 et 8,5. Un pH trop acide ($< 5,5$) ou trop basique (> 9) peut être le signe d'une pollution ou d'un déséquilibre écologique, et peut avoir des effets néfastes sur la faune et la flore aquatiques. Le pH influence aussi la solubilité et la toxicité des métaux lourds et des substances chimiques, y compris les pesticides. Par exemple, certains organophosphorés (pesticides) se dégradent plus rapidement à pH alcalin. Le suivi du pH est donc crucial dans le cadre d'une étude sur la contamination des eaux par les pesticides, à la fois comme indicateur de l'état du milieu et comme facteur influençant la persistance des contaminants (Falconbridge, 2001).

1.1.4. Oxygène dissous

L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité. C'est l'un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'auto-épuration de l'eau (Hébert et Légaré, 2000).

La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs ; tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration dépend également de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau (Squilbin et al., 2015).

Les eaux de bonne qualité présentent généralement un taux d'oxygène dissous supérieur à 6 mg/L. Un taux inférieur à 4 mg/L est préoccupant pour la faune aquatique, et des valeurs en

dessous de 2 mg/L peuvent être létales pour certaines espèces. Les pesticides, en particulier ceux riches en matière organique ou en azote, peuvent contribuer à la baisse de l'oxygène dissous en favorisant l'eutrophisation ou la prolifération d'algues. Lors de la décomposition de cette biomasse, l'oxygène dissous peut chuter, créant des zones hypoxiques. Par ailleurs, certains pesticides peuvent affecter la respiration cellulaire de certains organismes aquatiques (Chapman, 1996).

1.1.5. Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) sont des particules solides non dissoutes présentes dans l'eau, incluant des particules minérales, organiques et des polluants adsorbés. Elles proviennent de sources naturelles et anthropiques, telles que l'érosion des sols, les rejets domestiques et industriels, et la remise en suspension des sédiments.

Les concentrations élevées en MES peuvent réduire la transparence de l'eau, gêner la photosynthèse des végétaux aquatiques, transporter des contaminants comme les pesticides, et affecter la faune aquatique. Les eaux de bonne qualité présentent généralement des concentrations en MES inférieures à 25 mg/L. Au-delà de 50 mg/L, on considère qu'il y a un impact significatif sur les écosystèmes aquatiques (Moran et al., 1980).

1.1.6. Turbidité

La turbidité est un paramètre optique qui exprime la capacité d'un échantillon d'eau à diffuser la lumière du fait de la présence de particules en suspension. Elle est directement liée à la concentration et à la nature des matières en suspension (MES) telles que les argiles, les limons, les matières organiques, les micro-organismes, ou encore les colloïdes.

Elle est généralement mesurée en unités NTU (Nephelometric Turbidity Units), à l'aide d'un turbidimètre qui détecte la lumière diffusée à 90° par rapport à la source (Bartram et Balance, 1996).

1.1.7. Dureté totale (TH)

La dureté de l'eau correspond à sa teneur en ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}), et s'exprime généralement en degrés français (°F). Un degré français équivaut à 10 mg de carbonate de calcium (CaCO_3) par litre d'eau.

Cette dureté résulte principalement du contact de l'eau avec les roches traversées lors de son infiltration. Le calcium, en particulier, peut provenir de la dissolution des roches calcaires (comme la dolomie) sous l'action de l'eau enrichie en dioxyde de carbone (CO_2), qui forme un acide faible (H_2CO_3) capable de dissoudre les carbonates. Il peut également être libéré par la dissolution directe de gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), une roche contenant du sulfate de calcium. Ainsi, la minéralisation de l'eau et donc sa dureté varient selon la nature géologique du sous-sol (Belghiti et al., 2013).

1.1.8. Alcalinité

L'alcalinité d'une eau correspond à sa capacité de réagir avec les ions H^+ qui est due à la présence des constituants alcalins HCO_3^- , CO_3^{2-} , OH^- . On distingue deux types d'alcalinité :

- ✓ Alcalinité totale (ou titre alcalimétrique totale complet)

$$\text{TAC} = [\text{OH}^-] + [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-]$$

- ✓ Alcalinité composite (ou titre alcalimétrique)

$$\text{TA} = [\text{OH}^-] + (1/2) [\text{CO}_3^{2-}]$$

Il n'existe pas de normes européennes ni françaises concernant l'alcalinité. C'est un paramètre important car sa valeur peut donner à l'eau un caractère agressif ou incrustant (Achour et Guergazi, 2002).

1.1.9. Chlorure (Cl^-)

Les ions chlorure (Cl^-) sont des anions couramment présents dans les eaux naturelles. Leur présence est généralement d'origine géologique, mais peut aussi résulter d'activités anthropiques telles que les rejets domestiques et industriels, l'usage de sels de voirie, ou encore les engrais agricoles.

Dans les eaux souterraines, la concentration en chlorures dépend de la nature des roches traversées (évacuaires, marnes salifères, etc.), tandis que dans les eaux de surface, elle est fortement influencée par les apports humains. En hydrologie, les chlorures sont souvent utilisés comme traceur de pollution d'origine anthropique, car ils sont très solubles, stables, et non réactifs dans le milieu aquatique (Bartram et Balance, 1996).

1.1.10. Sodium (Na^+)

Le sodium est un métal alcalin que l'on trouve dans des sels sous forme d'ion Na^+ . Il est très soluble dans l'eau et se trouve à concentrations plutôt faibles dans les eaux brutes. Plusieurs sources anthropogènes alimentent en sodium les eaux souterraines et superficielles : (sel de déneigement, eaux usées, jus de décharges, etc.). Sa concentration peut augmenter sensiblement lors du processus d'échange d'ions en station de traitement (Beer, 2010).

1.1.11. Potassium (K^+)

Le potassium est un cation alcalin naturellement présent en faibles concentrations dans les eaux douces. Il provient essentiellement de la dissolution des minéraux silicatés comme le feldspath potassique et le micaschiste, mais peut également avoir une origine anthropique, notamment via les effluents agricoles (engrais potassiques), domestiques ou industriels.

Dans les eaux naturelles, les concentrations en potassium sont généralement inférieures à 10 mg/L, car ce cation est facilement fixé par les sols et absorbé par les végétaux. Toutefois, une élévation significative de ces teneurs peut indiquer une pollution ponctuelle ou diffuse, notamment d'origine agricole (Handa, 1975).

1.1.12. Sulfate (SO_4^{-2})

Les origines naturelles des sulfates sont l'eau de pluie et la mise en solution de roches sédimentaires évaporitiques notamment le gypse (CaSO_4), mais également de la pyrite (FeS) et plus rarement de roches magmatiques (galène, blende, pyrite).

Les origines anthropiques sont la combustion de charbon et de pétrole qui entraîne une production importante de sulfures et, l'utilisation d'engrais chimiques et de lessive (Barry, 1989). La transformation réversible des sulfates en sulfures se fait grâce au cycle du soufre (Peck, 1970). Les eaux de surface contiennent des teneurs très variables de sulfates et leur concentration est généralement comprise entre 2.2 mg/L et 58 mg/L (Meybeck et al., 1996).

1.2. Indicateurs biologiques

La complexité des hydrosystèmes et la multiplicité des sources de dégradations anthropiques ont nécessité, pour évaluer la qualité des eaux, des indicateurs biologiques en plus des paramètres physiques et chimiques (Verneaux, 1973 ; Reyjol et al., 2012). En général, la surveillance biologique mesure les effets des perturbations sur les communautés biologiques en place, alors que la surveillance physicochimique mesure les agents stressants, en d'autres mots la contamination environnementale (Barbour et Gerritsen, 1996).

En fait, la bioindication reposait au préalable sur la recherche de la présence/absence d'organismes et éventuellement leur abondance, ceci permettant d'apporter des informations précises sur la qualité du milieu (Blandin, 1986). Blandin stipule que les bioindicateurs sont définis comme des espèces animales ou végétales permettant de donner une indication du niveau de dégradation d'un milieu par le biais de leurs caractéristiques physiologiques, éthologiques ou écologiques. Ils mettent ainsi en évidence des modifications naturelles ou provoquées des milieux.

De plus, la surveillance de la qualité de l'eau basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé de l'écosystème. Elle ne renseigne pas sur la qualité de l'habitat, n'évalue pas l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni les effets synergiques, additifs et antagonistes des différents polluants sur les organismes vivants. Des mesures relatives aux êtres vivants sont souvent nécessaires. La surveillance biologique s'avère donc l'outil principal pour évaluer la santé biologique des milieux aquatiques (U.S. EPA, 2005).

Plusieurs types d'organismes (bio-indicateurs) sont utilisés dans des programmes de surveillance de l'état de santé des milieux aquatiques, les plus utilisés sont :

1.2.1. Phytoplanctons

Les phytoplanctons sont des micro-organismes végétaux (algues unicellulaires) vivant en suspension dans la colonne d'eau. Leur développement dépend directement des conditions physico-chimiques du milieu aquatique, notamment la température, la lumière, les nutriments (nitrates, phosphates), le pH, et la turbidité. En raison de leur sensibilité rapide aux changements du milieu, les phytoplanctons sont largement utilisés comme bioindicateurs de la qualité de l'eau.

Une prolifération excessive de certaines espèces (ex. cyanobactéries ou algues vertes) peut signaler une eutrophisation, souvent causée par des apports excessifs de nutriments d'origine agricole ou urbaine. À l'inverse, une diversité élevée et une abondance équilibrée de phytoplanctons témoignent généralement d'un bon état écologique (Descy et Mouvet, 1984 ; Reynolds, 2006).

1.2.2. Macrophytes

Les macrophytes sont des plantes aquatiques visibles à l'œil nu, enracinées ou flottantes, qui vivent partiellement ou totalement submergées dans les milieux aquatiques (cours d'eau, lacs, marais, etc.). Leur présence, abondance, et diversité spécifique sont étroitement liées aux conditions écologiques du milieu, notamment à la lumière, au courant, à la profondeur, à la qualité physico-chimique de l'eau (nutriments, pH, oxygène dissous), et à la nature du substrat.

Les macrophytes réagissent de manière différenciée aux pollutions organiques ou chimiques. Certaines espèces, dites tolérantes, peuvent proliférer dans des milieux dégradés riches en nutriments (ex : *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*), tandis que d'autres, plus sensibles, disparaissent rapidement en cas de dégradation de la qualité de l'eau (ex : *Ranunculus fluitans*, *Callitriche* spp.) (Birk et al., 2006 ; Haslam, 2006).

Par ailleurs, les macrophytes influencent la vitesse du courant et par conséquent sur la sédimentation des particules en suspension, sur lesquels de nombreux contaminants sont fixés. De plus, ils sont capables d'accumuler des teneurs élevées de contaminants. En effet, certains macrophytes sont utilisés pour extraire des polluants de l'environnement (phytoremédiation) (Mishra et Tripathi, 2008).

1.2.3. Macroinvertébrés benthiques

Les macroinvertébrés benthiques regroupent les organismes aquatiques visibles à l'œil nu vivant au fond des rivières, lacs ou zones humides. Il s'agit principalement des larves d'insectes (éphéméroptères, plécoptères, trichoptères), vers aquatiques, mollusques, crustacés et annélides. Leur présence et leur diversité sont fortement influencées par les caractéristiques physico-chimiques du milieu aquatique, comme le taux d'oxygène, la charge organique, la température, le pH, ou encore la nature du substrat.

Les macroinvertébrés sont des indicateurs biologiques particulièrement fiables. Certaines espèces sont, en effet, très sensibles aux perturbations (manque d'oxygène, pollution organique ou chimique) et disparaissent rapidement lorsque la qualité de l'eau se dégrade, tandis que d'autres sont tolérantes et persistent même dans des milieux dégradés. Ainsi, la composition du peuplement en macroinvertébrés permet de détecter des changements environnementaux, parfois invisibles par les seules analyses chimiques.

Des outils comme l'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé) en France, ou le BMWP au Royaume-Uni, sont utilisés pour évaluer la qualité écologique des milieux aquatiques en se basant sur ces communautés. Ce type d'analyse est particulièrement utile pour suivre l'impact des pressions agricoles, urbaines ou industrielles sur les écosystèmes aquatiques (Bonada et al., 2006 ; Tachet et al., 2010).

1.2.4. Poissons

Les poissons sont des organismes vertébrés très sensibles aux variations de la qualité de l'eau, ce qui en fait d'excellents bioindicateurs des milieux aquatiques. Leur présence, diversité, abondance, ainsi que leur santé générale reflètent l'état écologique des cours d'eau et des plans d'eau. En effet, les poissons réagissent aux modifications physico-chimiques (pollution, oxygène dissous, pH, température) ainsi qu'aux altérations de l'habitat (modification des substrats, fragmentation des cours d'eau).

Certaines espèces sont particulièrement sensibles à la pollution et à la dégradation des habitats, tandis que d'autres, plus tolérantes, peuvent survivre dans des conditions plus dégradées. L'analyse des communautés piscicoles, à travers des indices spécifiques comme l'Indice Poisson (IP) ou l'Indice Biologique Poisson (IBP), permet d'évaluer la qualité écologique des eaux et de détecter des impacts liés à la pollution organique, chimique ou à l'urbanisation. Enfin, les poissons jouent un rôle clé dans les réseaux trophiques aquatiques, ce qui en fait des indicateurs intégrateurs de la santé globale des écosystèmes aquatiques (Pont et al., 2006 ; Tachet et al., 2010).

2. Analyses des pesticides dans les eaux

L'analyse des résidus de pesticides est une activité complexe car les produits phytosanitaires appartiennent à des classes chimiques très diverses ; leur dosage nécessite donc l'utilisation de techniques variées et les limites de détermination demandées sont de plus en plus basses. L'analyse des résidus de pesticides dans les eaux comprend différentes étapes dont chacune a une incidence déterminante sur le résultat. Chacune des étapes doit faire l'objet d'attentions particulières s'exprimant sous formes de procédures et consignes spécifiques. Ces étapes sont les suivantes (Amalric, 2009) :

- l'échantillonnage ;
- le stockage et le transport des échantillons d'eau ;

- l'extraction des substances contenues dans l'eau ;
- la concentration des extraits avant analyse ;
- la purification des extraits concentrés ;
- les analyses des extraits par méthodes séparatives associées à des techniques d'identification ou de détection ;
- l'identification et la quantification des substances détectées

2.1. Échantillonnage

L'eau est souvent considérée, à tort, comme un milieu simple. C'est en fait le lieu d'échanges complexes. Il faut donc, dès le prélèvement sur le terrain et jusqu'au laboratoire d'analyses, respecter des règles strictes de conditionnement, conservation, stockage et transport afin de limiter toute évolution de l'échantillon. Cette étape d'échantillonnage doit être considérée comme une étape fondamentale de l'analyse car de la qualité de cette opération dépendent la représentativité et la fiabilité du résultat final.

La sélection des lieux de prélèvement (positionnement géographique dans un bassin, position amont/aval d'un exutoire...), la fréquence et les périodes d'échantillonnage, la finalisation des protocoles d'échantillonnage représentent des conditions préalables à la mise en place d'une stratégie de surveillance. Il y a lieu de prendre également en considération le choix des points de prélèvement, les heures de prélèvement, les facteurs environnementaux (événement pluvieux, température, ensoleillement...) et le conditionnement des échantillons.

Dans le cas des analyses de pesticides, les résultats seront très différents selon que l'on procèdera, dans le cas des eaux superficielles notamment, au prélèvement (Amalric, 2009) :

- ✓ du film de surface (les concentrations de certaines substances peuvent être plus élevées d'un facteur 10 000 dans ce film) ;
- ✓ en profondeur : ce mode d'échantillonnage est approprié à l'étude des interfaces sédiment/eau ;
- ✓ en mode lié au débit ;
- ✓ de façon aléatoire ;

- ✓ en automatique avec choix de la fréquence des prélèvements et des volumes échantillonnés.

De l'examen de l'ensemble de ces faits, on doit considérer que l'analyse commence dès le prélèvement, opération unique et non renouvelable.

2.2. Flaconnage

Compte tenu de la multiplicité des phénomènes qui peuvent affecter le résultat dès la mise en flacon de l'échantillon : adsorption, hydrolyse, photolyse, volatilisation, biodégradation, outre le matériel de prélèvement, une attention particulière devra être portée à la nature du flaconnage et à sa propreté, aux opérations de prétraitement, au temps et aux conditions de son transport.

Le flaconnage utilisé pour l'échantillonnage doit être impérativement fourni par le laboratoire d'analyses qui aura procédé aux nettoyages préalables des flacons et au contrôle de la qualité de ce nettoyage selon des procédures particulières, évitant ainsi tout risque de contamination. La propreté des parois du flaconnage doit être garantie par un lavage rigoureux, le matériau des bouchons qui sera au contact du solvant d'extraction doit être choisi avec soin car de sa nature peuvent surgir des problèmes de contamination des extraits pour analyses pouvant générer ainsi des erreurs importantes.

D'une façon générale, le flaconnage en verre, de préférence inactinique pour éviter les phénomènes de photolyse, est utilisé. Une exception connue pour les herbicides tels diquat, paraquat, glyphosate, AMPA (métabolite du glyphosate), glufosinate, aminotriazole pour lesquels soit le PVC, soit le verre désactivé par silanisation est prescrit, ceci en raison de l'adsorption irréversible de ces composés sur les groupes silanols du verre.

Des exemples de composés issus de contaminations possibles des échantillons par les matériaux au contact sont donnés dans le tableau 6.

2.3. Stockage et conservation

Durant le stockage des échantillons, diverses réactions chimiques peuvent se développer, engendrant des pertes ou transformations de certaines substances. On peut citer par exemple les phénomènes suivants (Amalric, 2009) :

- ✓ les réactions d'oxydation : oxydation du dinitroorthocrésol (phénol nitré) par des agents oxydants (agents de désinfection des eaux) ;
- ✓ l'hydrolyse : hydrolyse des pesticides organophosphorés, des carbamates ;
- ✓ la photolyse des carbamates : transformation du carbofuran en 1-Naphtol ;
- ✓ les réactions de précipitation et coprécipitation avec des sels métalliques ;
- ✓ la volatilisation des substances à bas point d'ébullition ;
- ✓ l'adsorption de certaines substances sur les matières en suspension ou sur les parois du verre du flaconnage ;
- ✓ la biodégradation en cas de charge bactérienne importante et acclimatée : pesticides organophosphorés.

Tableau 6 : composés pouvant être issus d'une contamination possible par les matériaux de contact (Amalric, 2009).

Types de composés	Composés
Composés nitrés	Benzothiazole, 2(3H)-benzothiazole
Composés phosphorés	Triphényl phosphate
Esters	Hexadécanoate de butyle, Octadécanoate de butyle
Phtalates	Phtalate de di n-butyle, Phtalate de di (2-éthylhexyle)
Siloxanes	Polydiméthyle siloxane

Une simple réfrigération de l'échantillon et un stockage à l'abri de la lumière suffisent, dans la plupart des cas, à préserver l'échantillon durant son transport au laboratoire. Il convient de maintenir l'échantillon à une température inférieure à celle observée lors du prélèvement. Le stockage à une température inférieure à -20°C permet d'augmenter la durée de conservation.

Les matières en suspension, les sédiments, les algues et autres micro-organismes peuvent être éliminés soit au moment du prélèvement soit immédiatement après, par filtration des échantillons sur membrane filtrante. La filtration n'est pas applicable si la membrane est susceptible de retenir des composés d'intérêt ou si l'analyse doit être faite sur la totalité de l'échantillon d'eaux (phase dissoute et phase particulaire).

Quelques exemples de mode de conditionnement des échantillons pour analyse de phytosanitaires avec des informations sur les durées de conservation sont présentés dans le tableau 7 (selon NF EN ISO 5667-3, 2004).

Tableau 7 : flaconnages, méthodes de conservation et temps de conservation pour les analyses de substances phytosanitaires : Polyéthylène, polytétrafluoroéthylène (PTFE), polychlorure de vinyle (PVC) ou polyéthylène téréphtalate (PET) (NF EN ISO 5667-3, 2004).

Substances	Nature du flaconnage	Techniques de conservation	Durée de conservation
Herbicides acides	- Verre avec septum ou couvercle en PTFE. - Ne pas pré-rincer le flacon. - Ne pas remplir à ras bord.	- Acidifier à pH entre 1 et 2. - Réfrigérer entre 1 et 5°C	2 semaines
Pesticides organophosphorés, organochlorés et organoazotés	- Verre avec septum ou couvercle en PTFE. - Ne pas pré-rincer le flacon. - Ne pas remplir à ras bord.	- Réfrigérer entre 1 et 5°C	24 heures
Glyphosate	Plastique	- Réfrigérer entre 1 et 5°C	24 heures
Carbamates	- Verre - Plastique	- Réfrigérer entre 1 et 5°C - Congeler à - 20°C	14 jours 1 mois

2.4. Techniques d'extraction

2.4.1. Extraction liquide-liquide

L'extraction liquide-liquide est la technique la plus ancienne ; elle est basée sur le principe d'une distribution des substances phytosanitaires entre la phase aqueuse et un solvant organique non miscible à l'eau. Le choix du solvant s'opère parmi une large gamme de produits de polarité et de densité variables : hexane, éther de pétrole, dichlorométhane... Les critères de sélection du solvant ou du mélange de solvants sont :

- ✓ le coefficient de partage des substances à extraire entre la phase aqueuse et le solvant d'extraction ;
- ✓ la sélectivité du solvant ou au contraire son large spectre d'efficacité.

L'extraction peut être réalisée soit en mode discontinu en ampoules à décanter par agitation manuelle ou mécanique sur de faibles volumes d'eaux (1 litre), soit en mode continu à l'aide d'appareils conçus à cet effet pour de grands volumes d'eaux (jusqu'à 20 litres). Ce procédé est notamment pénalisé par la lourdeur des opérations, le coût élevé, les volumes importants de solvants utilisés, la faible productivité, le manque d'efficacité de l'extraction pour les substances polaires, les problèmes de protection de l'environnement et de sécurité dans les laboratoires, posés par l'utilisation de grands volumes de solvants.

Cette technique reste utilisée dans les laboratoires, mais elle est supplantée par d'autres types d'extraction qui répondent mieux aux exigences et besoins des laboratoires : automatisation et gain de temps, économie de solvant, facilité de mise en œuvre, gain de place. Il s'agit des techniques d'extraction sur support solide (Amalric, 2009).

2.4.2. Extraction en phase solide (SPE)

L'extraction en phase solide (SPE) sur cartouche (fig.10) garnie de phase solide aux propriétés extractantes est largement répandue dans les laboratoires. La technique consiste à percoler l'échantillon d'eau (0,5 à 1 litre) dans un corps de seringue rempli de phase adsorbante. Les pesticides sont retenus sur l'adsorbant, puis récupérés par élution avec un petit volume de solvant ou mélange de solvants adaptés (quelques millilitres).

Il existe une grande variété de molécules susceptibles d'être retenues sur le support de prélèvement. La technique d'extraction devra donc être aussi spécifique que possible et récupérer principalement les pesticides.

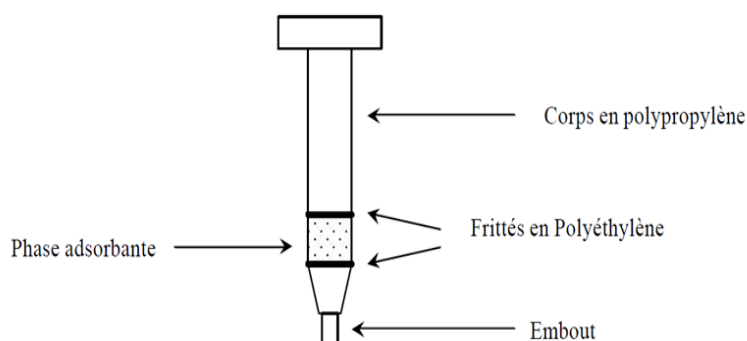


Figure 10 : schéma d'une cartouche SPE

L'extraction peut se faire de façon automatisée sur des appareils multipostes et on procèdera ensuite à l'analyse. Il est maintenant possible de coupler directement cette étape avec l'équipement d'analyse ; la chaîne complète est alors automatisée et cela est de plus en plus répandu dans les laboratoires (fig.11). Le temps de manipulation de l'échantillon est alors fortement diminué, la totalité des étapes étant automatisée.



Figure 11 : système d'extraction par SPE automatisé 6 postes (AutoTrace SPE Caliper™)
(Amalric, 2009)

2.5. Techniques d'analyse

L'analyse des résidus de substances phytosanitaires et de leurs produits de dégradation consiste à rechercher des traces de centaines de substances ou de métabolites, aux propriétés très différentes, au seuil de détection analytique de plus en plus bas, dans des échantillons d'eaux contenant un grand nombre d'autres composés organiques à des concentrations très supérieures à ce seuil de mesures. Cela requiert un large éventail de méthodes d'analyses sélectives et sensibles et une haute technicité des opérateurs. Les techniques classiquement utilisées sont la chromatographie en phase gazeuse et la chromatographie liquide haute performance associées à différents détecteurs de plus ou moins grande spécificité.

2.5.1. Chromatographie en phase gazeuse

La chromatographie en phase gazeuse présente une supériorité de performance pour les molécules volatilisables et thermostables. Soixante pour cent environ des résidus de pesticides sont analysables par cette technique. Elle peut être couplée au détecteur à capture d'électrons (ECD), pour les pesticides organochlorés, au détecteur thermoïonique NPD, spécifique des molécules comprenant dans leur structure des atomes de phosphore et d'azote (pesticides organophosphorés et phénylurées).

Ces méthodes supposent la validation des résultats par une répétition de l'analyse sur une deuxième colonne de polarité différente. Cette exigence de confirmation liée à l'assurance de la qualité des essais a favorisé l'émergence du couplage de la chromatographie en phase gazeuse à la spectrométrie de masse ; l'identification des substances est alors assurée par l'obtention d'un spectre de masse spécifique de la structure de la molécule, sorte d'empreinte de la molécule.

Cette technique de spectrométrie de masse est largement répandue dans les laboratoires et permet d'améliorer la sensibilité et la sélectivité des méthodes pour la grande majorité des pesticides (Amalric, 2009).

2.5.2. Chromatographie liquide haute performance

La chromatographie liquide haute performance, est adaptée aux substances polaires, non volatilisables et thermolabiles. Elle peut être couplée au détecteur ultraviolet à barrettes de diodes et au détecteur fluorimétrique, mais également à la spectrométrie de masse.

La spectrométrie de masse a permis d'avoir une meilleure sensibilité et de confirmer l'identité des molécules, mais elle permet également, compte tenu de la diversité des interfaces d'ionisation, d'accéder à l'identification d'un large éventail de pesticides aux propriétés très différentes et pour certaines non identifiables par chromatographie en phase gazeuse sans dérivation préalable.

L'évolution importante des colonnes chromatographiques (diminution de la longueur, du diamètre ...) a permis de gagner en temps d'analyse et en résolution et de développer des technologies UPLC (Ultra Performance Liquid Chromatography, WatersTM) ou RPLC (Rapid Resolution Liquid Chromatography, AgilentTM) permettant notamment un temps d'analyse réduit et une économie de solvants.

Les développements de la spectrométrie de masse ont abouti à la spectrométrie de masse en tandem et la technique de chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en mode tandem (triple quadripôle) est devenue la technique de choix pour l'analyse des pesticides polaires et/ou ioniques à l'état d'ultratraces.

2.6. Identification et quantification

La puissance d'identification de ces systèmes permet, en sélectionnant un ion parent de la substance détectée et en procédant à la quantification sur un ion résultant de sa fragmentation, une amélioration du rapport signal/bruit et par voie de conséquence un abaissement des limites de quantification et de détection des substances phytosanitaires. La puissance de cette technique n'empêche pas les erreurs de diagnostic et des critères d'identification doivent être fixés et respectés pour confirmer les résultats positifs.

2.7. Analyse des métabolites de pesticides

Ces produits résultent de phénomènes naturels de transformation des produits parents, incluant les processus de biodégradation, d'hydrolyse, de photolyse. Ils participent au devenir des pesticides dans l'environnement et proviennent de transformations telles que l'hydroxylation, la déalkylation, l'élimination de groupements carbonyle, l'hydrolyse de la fonction urée ou des acides phénoxyalcanoïques, l'oxydation,...

Leur toxicité est mal connue, les substances-étalons ne sont pas toujours disponibles, leur plus petite taille et leur polarité plus élevée rendent leur analyse plus difficile et leur élimination dans les filières de potabilisation des eaux, plus délicate.

Les principaux produits de dégradation recherchés et détectés proviennent des molécules-mères de triazines, d'urées substituées, de chloroacétanilides, de sulfonilurées, d'acides phénoxyalcanoïques, de carbamates. Ces produits de dégradation sont des triazines déalkylées ou (et) hydroxylées, des amines aromatiques, des chloroanilines, des chlorophénols, le phénol, des acides oxaniliques et éthane sulfoniques...

Certains de ces métabolites sont analysés dans le cadre de l'application des méthodes normalisées ; il s'agit notamment de métabolites dont les propriétés physicochimiques sont voisines des produits parents, permettant l'extension aisée du domaine d'application des normes existantes pour leur recherche. D'autres métabolites plus polaires nécessitent la mise en œuvre, au laboratoire, de méthodes spécifiques.

D'une façon générale, des développements analytiques sont nécessaires, depuis l'extraction jusqu'aux dosages finaux. Se pose le problème de la disponibilité des étalons pour réaliser ces développements et subséquemment les contrôles dans le cadre des programmes de surveillance (Amalric, 2009).

3. Définition de la photodégradation des pesticides dans les eaux

La photodégradation des pesticides dans les eaux est un processus de décomposition chimique des molécules de pesticides sous l'effet de la lumière, en particulier celle du rayonnement ultraviolet (UV) ou de la lumière solaire (Zepp et al., 1985). Ce mécanisme peut se produire directement, lorsque le pesticide absorbe la lumière, ou indirectement, par l'intermédiaire de molécules réactives (comme les radicaux hydroxyles, les espèces oxygénées réactives ou la matière organique dissoute photoactivée).

La photodégradation modifie la structure chimique des pesticides, générant des produits de transformation (métabolites), qui peuvent être plus ou moins toxiques que la molécule initiale (Karpuzcu et al., 2013).

3.1. Types de photodégradation

- Photolyse directe : le pesticide absorbe directement les photons.

- Photolyse indirecte : des photosensibilisateurs naturels présents dans l'eau (comme les acides humiques) génèrent des radicaux libres qui attaquent le pesticide.

3.2. Facteurs influençant la photodégradation

- Intensité lumineuse (ensoleillement)
- Profondeur de l'eau
- Présence de matières dissoutes (matière organique, fer, nitrates)
- Structure chimique du pesticide
- PH de l'eau

4. Définition de la dégradation des pesticides par le charbon dans les eaux

La dégradation des pesticides par le charbon dans les eaux désigne l'ensemble des processus physico-chimiques par lesquels les pesticides présents dans l'eau sont éliminés ou transformés grâce à l'utilisation de charbon actif, principalement par adsorption, et parfois par réactions catalytiques lorsque le charbon est modifié (Nowac et Bucheli., 2007).

4.1. Mécanismes principaux

a) Adsorption (principal mécanisme)

- Les pesticides sont piégés à la surface du charbon actif, un matériau poreux avec une grande surface spécifique.
- L'interaction dépend de la structure chimique du pesticide, du pH, de la température, de la polarité, et de la taille des pores du charbon (Snyder., 2007).

b) Dégradation catalytique (secondaire, avec charbons modifiés)

- Dans certains cas, le charbon activé peut être fonctionnalisé (par exemple, dopé au fer ou au manganèse) pour accélérer la dégradation chimique ou photochimique des pesticides adsorbés (Gupta et al., 2001).

4.2. Types de charbon utilisé

- Charbon actif en poudre (CAP)
- Charbon actif en grains (CAG)

5. Méthode la plus recommandée pour le traitement de l'eau potable

La dégradation par le charbon actif est la plus efficace, contrôlable et utilisée dans les systèmes de traitement d'eau. Elle permet une élimination rapide, fiable et sans transformation secondaire toxique. Elle est donc préférée pour les applications industrielles ou domestiques (Snyder et al., 2007).

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Conclusion générale et perspectives

L'activité agricole est reconnue comme l'une des activités anthropiques à l'origine de la dégradation de la qualité des eaux observée à partir des années 1960. Cette dégradation est liée à l'utilisation accrue d'intrants tels que les engrais chimiques et les produits phytosanitaires (pesticides), qui peuvent contaminer les eaux de surface et souterraines par ruissellement ou infiltration, provoquant ainsi une altération progressive des écosystèmes aquatiques.

À la suite d'une étude bibliographique sur la pollution des eaux de surface, notre recherche apporte un éclairage sur les risques environnementaux liés à l'usage des produits phytosanitaires dans l'agriculture, qui constitue une menace pour la biodiversité, le bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques et le maintien de la qualité de l'eau. Cette recherche met également en évidence la nécessité d'un suivi rigoureux de la qualité de l'eau, notamment par des indicateurs adaptés et le dosage régulier des pesticides, afin d'évaluer précisément la pollution et d'orienter les mesures de gestion.

Cette recherche documentaire que nous avons menée nous a permis d'identifier plusieurs perspectives :

- 1) intensifier les recherches sur les principales sources de contamination des écosystèmes aquatiques qui sont l'un des éléments essentiels pour répondre à des questions relatives à la compréhension de la pression qu'exerce l'Homme sur l'environnement;
- 2) choisir des méthodes pertinentes, notamment les indicateurs, permettant de diagnostiquer les contaminations et les impacts ;
- 3) déterminer les effets d'une exposition (court et long termes) aux pesticides, afin de mettre en évidence des relations dose-effet et les éventuels risques potentiels pour la faune et la flore aquatiques ;
- 4) proposer des programmes d'action, afin de limiter la diffusion des pesticides vers l'environnement ;
- 5) faire une enquête sur les pesticides les plus utilisés par les agriculteurs de la ville de Mila et étudier le devenir de ces molécules dans l'environnement.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Achour, S., Guergazi, S. (2002). Caracteristiques Physico-Chimiques Des Eaux D'alimentation De La Ville De Biskra, Pratique De La Chloration. Larhyss Journal, ISSN 1112 3680. 04: 119-127.

Ahmed, T., Zounemat-Kermani, M., Scholz, M. (2020). Climate Change, Water Quality and Water-Related Challenges: A Review with Focus on Pakistan. International Journal of Environmental Research and Public Health. 17 (22): 8518.

Alford, R.A., Dixon, P.M., Pechmann, J.H.K. (2001). Global amphibian population declines. Nature. 412: 499-500.

Allann, J.D. (1995). Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 388 p.

Amalric, L. (2009). Analyse des pesticides dans les eaux. Géologues. 162 : 14-21.

Ambroise, B. (1999). La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant, H.G.A. Editions, Bucarest. 200 p.

Amiard, J.C., Ettajani H. (1995). Biodisponibilité de quelques métaux fixés sur les matières en suspension (MES) en milieu estuarien. Hydroécol Appl. (1-2) : 75-89.

Anastassiades, M., Lehotay, S.J., Stajnbaher, D., Schenck, F.J. (2003). Fast and easy multiresidue method employing acetonitrile extraction/partitioning and "dispersive solid-phase extraction" for the determination of pesticide residues in produce. Journal of AOAC International. 86 (2) : 412-431.

Apatinga, R.S., Apau, A. (2022). Exploration des expériences de la surcharge de responsabilité de la collecte de l'eau des femmes rurales au Ghana. Journal of Water and Health. 22 (11): 105-463.

APHA (American Public Health Association). (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition.

Aubertot, J.N., Barbier, J.M., Carpentier, A., Voltz, L.M. (2005). Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise Scientifique Collective INRA/CEMAGREF. 64 p.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aubertot, J.N., Robin, M.H. (2013). Principes de protection des plantes : bases scientifiques et mise en œuvre. Éditions Quae.

Bae, J., Kang, S., Lynch, M.J. (2023). Drinking Water Injustice: Racial Disparity in Regulatory Enforcement of Safe Drinking Water Act Violations. *Environmental Justice*. 16 (1): 15-22.

Barata, C., Baird, D.J., Soares, A.M.V.M. (2002). Demographic responses of a tropical cladoceran to toxic stress: A comparison with temperate species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 53 (2): 145-152.

Barbour, MT., Gerritsen, J. (1996). Subsampling of benthic samples: A defense of fixed count method. *Journal of the North American Benthological Society*. 15 (3): 386-391.

Barroin, G. (2003). Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Courrier Environ. INRA*. 48: 13-25.

Bartram, J., Balance, R. (Eds.) (1996). *Water Quality Monitoring – A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. United Nations Environment Programme (UNEP) & World Health Organization (WHO).

BASIC. (2011). Analyse de la création de valeur et des coûts cachés des produits phytosanitaires de synthèse. Rapport de Recherche. p : 2-143.

Beaulieu, J.J., DelSontro, T., Downing, J.A. (2019). Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nature Communications*. 10: 1375.

Belghiti, M.L., Chahlaoui, A., Bengoumi, D., El moustaine, R. (2013). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quaternaire dans la région de Meknès (Maroc). *Larhyss Journal*. 14: 21-36.

Ben Salem, F. (2017). First Survey of Agricultural Pesticides Used for Crops in Ichkeul LakeBizerte Lagoon Watershed (Tunisia). *Environ. Sci. An indian J*. 13 : 1-10.

Bermond, R., Vuichaard, R. (1973). *Les paramètres de la qualité des eaux*. Documentation Française, Paris. 179 p.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Berns, A.E., Bertmer, M., Schaffer, A., Meier, R.J., Vereecken, H., Lewandowski, H. (2007). The 15 N-CPMAS spectra of simazine and its metabolites: measurements and quantum chemical calculations. *European Journal of Soil Science*. 3 : 882-888.

Bertin, G., Schiavon, M. (1989). Les résidus non extractibles de produits phytosanitaires dans les sols. *Agronomie*. 9 : 117-124.

Bettiche, F. (2017). Usages des produits phytosanitaires dans les cultures sous serres des Ziban (Algérie) et évaluation des conséquences environnementales possibles. Thèse de Doctorat de l'Université Mohamed Khider-Biskra, Algérie. p : 46.

Birk, S., Willby, N.J., et al. (2006). Macrophyte communities as bioindicators in rivers: the use of the IBMR in the European Water Framework Directive. *Hydrobiologia*. 566 : 77-90.

Blandin, P. (1986). Bio-indicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*. 17: 215-307.

Blaustein, A.R., Romansic, J.M., Kiesecker, J.M., Hatch, A.C. (2003). Ultraviolet Radiation, Toxic Chemicals and Amphibian Population Declines, Diversity and Distributions. 9 (2): 123-140.

Boakye-Ansah, A.S., Ferrero, G., Rusca, M., van der Zaag, P. (2016). Inequalities in microbial contamination of drinking water supplies in urban areas: the case of Lilongwe, Malawi. *Journal of Water and Health*. 14 (5): 851-863.

Bonada, N., Prat N., Resh V. H., Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*. 51: 495-523.

Bontoux, J. (1993). Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. Paris : Technique et Documentation Lavoisier. p : 166.

Bouchon, C., Lemoine, S. (2003). Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. Rapport finale, Université des Antilles et de la Guyane, Guadeloupe. 43 p.

Boulandn, J., Koomen, I., Van Lidth De Jeude, J., Oudejans, J. (2004). Les pesticides compositions, utilisation et risques. Série Agrodok No. 29, Ed Fondation Agromisa, Wageningen. ISBN. p: 14-15.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Branchet, P., Cadot, E., Fenet, H., Sebag, D., Ngatcha, B.N., Borrell-Estupina, V., Ngoupayou, J.R.N., Kengne, I., Braun, J.J., Gonzalez, C. (2018). Polar pesticide contamination of an urban and peri-urban tropical watershed affected by agricultural activities (Yaoundé, Center Region, Cameroon). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 : 17690-17715.

Bridgham, S.D., Cadillo-Quiroz, H., Keller, J.K., Zhuang, Q. (2013). Methane emissions from wetlands: Biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Global Change Biology*. 19 (5): 1325-1346.

Brock, C., Schröder, F., Kärcher, B., Petzold, A., Busen, R., Fiebig, M. (2000). Ultrafine particle size distributions measured in aircraft exhaust plumes, *J. Geophys. Res.* 105: 26555-26567.

Brock, T.C.M., Van den bogaert, M., Bos, A.R., Van breukelen, S.W.F., Reiche, R., Terwoert, J., Suykerbuyk, R.E.M., Roijackers, R.M.M. (1992). Fate and effects of the insecticide dursban 4e in indoor f/odea-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: ii. Secondary effects on community structure. *Arch environ contam toxicol.* 23: 391-409.

Brooker, M.P., Edwards, R.W. (1975). Review paper: aquatic herbicides and the control of waterweeds. *Water Res.* 9: 1-15.

Calvet, R., Barriuso, E., Benoit, P., Bedos, C., Charnay, M.P., Coquet, Y. (2005). Les pesticides dans le sol. Conséquences agronomiques et environnementales. Editions France Agricoles, Paris. 637 p.

Carey, C., Alexander, M.A. (2003). Climate change and amphibian declines: Is there a link? Blackwell Publishing Ltd, Diversity and Distributions. 9: 111-121.

Chang, H. (2016). Climate change and water-related ecosystem services: impacts of drought in California, USA. *Ecosystem Health and Sustainability.* 2 (5): 1254.

Chang, H., Wang, J., Wang, X. (2011). Effects of herbicides on aquatic plants and algae: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 30 (4): 799-810.

Chapman, D. (Ed.). (1996). Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. 2nd edition. UNESCO/WHO/UNEP.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Collins, J.P., Storfer, A. (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*. 9: 89-98.

CORPEN. (2007). Les fonctions environnementales des zones tampons : les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux. Première édition, 176 p.

Daouda, M. (2010). Méthodologie Et Résultats Du Diagnostic De L'eutrophisation Du Lac Nokoue (Benin). Thèse de Doctorat, Université de Limoges. p : 177.

Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. (2003). Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*. 9: 141-150.

De Villers, J., Squilbin, M., yourassowsky, C. 2005. Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface. Document environnement Brussels, Institut Bruxellois pour la gestion de l'environnement. P : 9.

Decrouy, A. (2022). Eaux de surface : Définition et exemples. Projetecolo.

Descy, J.P., Mouvet, C. (1984). Use of phytoplankton as bioindicators in the assessment of freshwater quality. *Hydrobiologia*. 116/117 : 195-201.

Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J., Trévisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics. A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes, in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117: 4-21.

Draxl, R., Neugebauer, K.E., Zieris, F.J., Huber, W. (1991). Comparison of the ecological effects of diquat on laboratory multi-species and outdoor freshwater systems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2269-2271.

Dussart, B. (1992). Limnologie : L'étude des eaux continentales. Paris : Boubée. 681p.

Eawag. (2020). Les insecticides peuvent modifier le comportement des poissons. Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau.

Echaubard, M. (2002). Pollution des eaux et risque pour la faune aquatique. In *Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement*. Edition ACTA, Paris. 976 p.

EFSA (European Food Safety Authority). (2014). Scientific Opinion on the science behind the development of a risk assessment of plant protection products on bees (*Apis mellifera*, *Bombus* spp. and solitary bees). *EFSA Journal*. 12 (4): 2668.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

El haissoufi, H., Berrada S., Merzouki, M., Aabouch, M., Bennani, L., Benlemlih, M., Idir, M., Zanibou, A., Bennis, Y., EL ouali lalami, A. (2011). Pollution des eaux de puits de certains quartiers de la ville de FES, Maroc. *Microbiol Ind San et Environn.* 5 (1) : 37-68.

El Kaim, A. (2023). Atlas des pesticides faits et chiffres sur les substances chimiques toxiques dans l'agriculture. p : 5-74.

Fairchild, J.F., Ruessler, D.S., Carlson, A.R. (1998). Comparative sensitivity of five species of macrophytes and six species of algae to atrazine, metribuzin, alachlor, and metolachlor. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 17 (9): 1830-1834.

Falconbridge, D. (2001). *Water Quality Assessment: A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring.* 2nd edition. UNESCO/WHO/UNEP.

Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L. P., Elsner, M. (2013). Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities. *Science.* 341 (6147): 752-758.

Fleeger, J.W., Carman, K.R., Nisbet, R.M. (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of Total Environment.* 317: 207-233.

Folke, C., Colding, J., Berkes, F. (2004). Ecological resilience and biodiversity: ecosystems and societies are inextricably linked". *Ecological Applications.* 14 (2) : 557-560.

Gaujous, D. (1995). *Pollution des milieux aquatiques*, 2^{ème} édition TEC et DOC. Paris. 458p.

Genghini, M., Freschi, A., Rossi, R. (2006). Impact of organophosphorus and carbamate pesticides on aquatic ecosystems: a case study in Northern Italy. *Ecotoxicology.* 15 (4): 365-372.

Gilliom, R.J., Barbash, J.E., Crawford, C.G., Hamilton, P.A., Martin, J.D., Nakagaki, N., Wolock, D.M. (2006). The quality of our nation's waters-Pesticides in the nation's streams and ground water, 1992-2001. *U.S. Geological Survey Circular.* 1291 : 172 p.

Gomella, C., Guerrée, H. (1980). *Les eaux de surface : Origine, caractéristiques et gestion.* Éditions Techniques et Documentation, Paris.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Guasmi, L., Djabri, Hani A., Lamouroux, C. (2006). Pollution Des Eaux De L'oued Medjerda Par Les Nutriments. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 05. p : 113-119.

Guedegba, L.N., Houndji, Y.M., Attakpa, E.Y. (2019). Croissance et teneurs en nutriments des juvéniles de *Clarias gariepinus* élevés en milieu contaminé aux insecticides Emamectine benzoate et Acétamipride. Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires. 7 (2) : 111-118.

Guerraiche, Z. (2017). Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du Grand Constantinois. Thèse de Doctorat en Sciences de l'Université Mohamed Khider – Biskra. 182 p.

Gupta, A.K. (2023). The Application of Pesticides: Balancing Agricultural Needs and Environmental Concerns. Journal of Agriculture. 6 (4) : 100-102.

Gupta, V. K., Ali, I. (2001). Removal of DDD and DDE from wastewater using carbon slurry process. Water Research, 35(1) : 33–40.

Hakkou, R. (2001). La décharge publique de Marrakech : caractérisation des lixiviats, étude de leur impact sur les ressources en eau et essais de leur traitement. Thèse de doctorat d'état es Sci., Univ. Cadi ayyad, Fac. Sci. Thec., Marrakech, Maroc. p: 134.

Handa, B.K. (1975). Occurrence and distribution of potassium ions in natural waters in India. Journal of Hydrology. 26 (3-4): 267-277.

Hansen, S.R, Garton, R.R. (1982). Ability of standard toxicity tests to predict the effects of the insecticide diazinon, on laboratory stream communities, Ean. J. Fish. Aquat. Sci, 39.

Haslam, S.M. (2006). River Plants of Western Europe: The Macrophytic Vegetation of Watercourses of the European Economic Community. Cambridge University Press.

Hauswirth, J.W., Wetzel, L.T. (1998). In Triazine Herbicides: Risk Assessment; Ballantine, L., et al. ACS Symposium Series; American Chemical Society: Washington, DC. 370-383.

Hébert, S., Légaré, S. (2000). Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV2001-0141, rapport n° QE-123 : 24 p.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Hoque, S.F., Peters, R., Whitehead, P., Hope, R., Hossain, M.A. (2021). River pollution and social inequalities in Dhaka, Bangladesh. *Environmental Research Communications*. 3 (9): 095003.

Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R. et al. (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*. 404: 752-755.

Hounsounou, E.O., Djikpo Tchibozo, M.A., Kelome, N.C., Vissin, E.W., Mensah, G.A., Agbossou, E. (2016). Pollution des eaux à usages domestiques dans les milieux urbains défavorisés des pays en développement : Synthèse bibliographique. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 10 (5) : 2392-2412.

https://fr.freepik.com/vecteurs-premium/industrie-usine-polluant-scene-eau_6957786.htm

<https://rodaleinstitute.org/fr/pourquoi-bio/probl%C3%A8mes-et-priorit%C3%A9s/pollution-de-l'eau/>

<https://weepow.com/blogs/news/5-consequences-de-la-pollution-de-leau>

<https://www.carenews.com/fondation-veolia/news/l-acces-a-l-eau-potable-levier-incontournable-de-lutte-contre-la-contamination-microbienne>

<https://www.sideet.fr/index.php/2015-02-09-16-01-58/l-assainissement>

Hurlbert, S.H. (1975). Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystems. *Residue Reviews*. 57: 81-148.

Imorou Toko, I., Attakpa, E.Y., Tobada, P.C., et al. (2014). Impact du pesticide TIHAN 175 O-TEQ sur la reproduction de *Clarias gariepinus*. *Agronomie Africaine*. 26 (3): 163-173.

IPCC. (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability – Chapter 2: Terrestrial and Freshwater Ecosystems and Their Services*.

Jones, R.W. (2001). Integrated control of water hyacinth on the Nselemi/Maposa River and lake Nsezi, Kwa Zulu – Natal, South Africa in proceeding of the 2nd Meeting of Global Working Group for the biological and integrated control of water hyacinth.

Kadlec, R.H., Wallace, S.D. (2009). *Treatment Wetlands* (2nd Ed.). CRC Press.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Karpuzcu, M.E., McCabe, A.J., Arnold, W.A. (2013). Photolysis of pesticides: process mechanisms and significance. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 222:35-70.

Kasai, F., Hanazato, T. (1995) Genetic changes in phytoplankton communities exposed to the herbicide simetryn in outdoor experimental ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28: 154-160.

Kats, L.B., Ferrer, R.P. (2003). Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and distributions*. 9: 99-110

Knezovich, J.P., Harrison, F.L., Wilhelm, R.G. (1987). The bioavailability of sediment sorbed organic chemicals: A review. *Water Air Soil Pollut.* 32: 233-245.

Koeman, J.H., Oskamp, A.A.G., Veen, J., Brouwer, E., Rooth, J., Zwart, P., Broek, V.D.E., Van Genderen, H. (1967). Insecticides as a factor in the mortality of the Sandwich tern (*Sterna sandvicensis*). *Meded. Rijksfac. Landbouwwetensch. Gent.* 32 : 841-854.

Koller, E. (2004). *Traitement de la pollution industrielle* .Ed, Dunod. Paris. p : 59-90.

Kumar, K., Gupta, S.C., Chander, Y., Singh, A.K. (2010). Antibiotic use in agriculture and its consequential resistance in environmental sources: potential public health implications. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science.* 60 (4); 409-423.

Laycock, I., Lenthall, K.M., Barratt, A.T., Cresswell, J.E. (2014). Effects of imidacloprid, a neonicotinoid pesticide, on reproduction in worker bumble bees (*Bombus terrestris*). *Ecotoxicology.* 23 (7): 1755-1763.

Leonard, R.A. (1990). Movement of pesticides into surface waters. In H. H. Cheng (Éd.), *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling*. Soil Science Society of America. 303-349.

Leroux, P. (2003). Modes d'action des produits phytosanitaires sur les organismes pathogènes des plantes. *Comptes Rendus Biologies*, 326 (1) : 9-21.

Lévêque, CH. 1996. *Ecosystèmes aquatiques*. Paris : Hachette, 1996, 160 p. (Les Fondamentaux ; 77). ISBN 2-01-14-5126-4.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Leynaud, G. (1968). Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I. Ministère de l'agriculture. 224-881.

Liess, M., Brown, C., Dohmen, P., Duquesne, S., Heimbach, F., Kreuger, J. (2005). Effects of Pesticides in the Field—EPIF. Brussels, Belgium: SETAC Press.

Likens, G.E., Bormann, F.H. (1995). Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Springer-Verlag.

Mhadhbi, T. (2019). Dynamique des pesticides au sein d'un écosystème lagunaire (lagune de Bizerte, Tunisie) : Identification des sources de contaminations et processus de transformation des contaminants. These de doctorat de l'Université de Carthage et de l'Université de Montpellier. p : 7.

Mishra, A., Tripathi, B.D. (2008). Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in vegetables irrigated with treated wastewater in the tropical city of Varanasi, India. Toxicol Environ Chem. 90 (5): 861-871.

Mitsch, W.J., Gosselink J.G. (2007). Wetlands. 4th ed. John Wiley & Sons. 600p.

Moran, J.M., Morgan, M.D., Wiersma, J.H. (1980). Introduction to Environmental Science (2e éd.). New York: W.H. Freeman.

Moussaoui, A. (2001). Du danger et du terrain en Algérie. Dans Ethnologie française. 1 (31) : 51-59.

Muths, E.P.S., Corn, A., Pessier, P., Green, D.E. (2003). Evidence for disease-related amphibian decline in Colorado. Biological Conservation. 110: 357-365.

Nauen, R., Bretchneider, T. (2002). New modes of action of insecticides. Pestic outlook. 241- 245.

Nicolaus, L.K., Lee, R.E.J. (1999). Effects of pesticides on amphibian populations: A review. Environmental Toxicology and Chemistry. 18 (5): 979-985.

Nocera, J.J., Hughes, K.D., Kerr, J.T. (2012). Effects of pesticide contamination on avian diversity in agricultural landscapes. Journal of Applied Ecology. 49 (6): 1357-1366.

Nowack, B., Bucheli, T. D. (2007). Occurrence, behavior and effects of nanoparticles in the environment. Environmental Pollution, 150(1) : 5–22.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Oehme, F.W.** (1991). Environmental fate and toxicology of organophosphate pesticides. In *Environmental Fate and Toxicology of Organophosphate Pesticides*. 1-13.
- Oerke, E.C.** (2006). Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science*. 144 (1): 31-43.
- ONEMA.** (2012). Fiche14 la qualité de l'eau. Les Agences de l'Eau. Ministère de l'écologie, du développement durables et de l'énergie. France. p: 4
- Papst, M.H., Boyer, M.G.** (1980). Effects of two organophosphorus insecticides on the chlorophyll a and pheopigment concentrations of standing ponds. *Hydrobiologia*. 69: 245-250.
- Peichl, L., Lay, J.P., Korte, F.** (1985). Wirkung von Atrazin und 2, 4-Dichlorphenoxy-essigsäure auf die Populationsdichte von Phyto- und Zooplankton in einem aquatischen. Freilandssystem. *Z Wasser Abwasser Forsch.* 18: 217-222.
- Phyu, Y.L., Warne, M.J., Lim, R.P.** (2004). Toxicity of atrazine and molinate to the cladoceran *Daphnia carinata* and the effect of river water and bottom sediment on their bioavailability. *Arch Environ Contam Toxicol.* 46: 308-315.
- Pont, D.** (2006). Development of a fish-based index for the assessment of 'river health' in Europe: the European Fish Index. *Fish Management and Ecology*. 13 (6): 363-378.
- Pourriot, R., Benest, D., Champ, B., Rougier, C.** (1982). Influence de quelques facteurs du milieu sur la composition et la dynamique saisonniere du zooplancton de la Loire. *Acta Oecologica*. 3: 353-371.
- Radoux, M., Cadelli, D., Nemcava, M., Kemp, D., Klaessen, D.** (1991). Qualité et traitement des eaux, Belgique.
- Ramade, F.** (1984). *Eléments d'écologie-écologie fondamentale*. Ed Mac Graw-Hill. Paris. 397p.
- Ramade, F.** (2000). *Dictionnaire encyclopédique des pollutions (Les polluants : De l'environnement à l'homme)* Ed science internationale, Paris. 690 p.
- Ramade, F.** (2002). *Dictionnaire encyclopédique des pollutions, les polluants de l'environnement à l'homme*. Edi science international, paris. p : 50-186.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Reyjol, Y., Spyratos V., Basilico, L. (2012). Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques - Perspectives en vue du 2^{ème} cycle DCE - Eaux de surface continentales. Paris : Les rencontres de l'ONEMA.

Reynolds, C.S. (2006). The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press.

Ricart, M., Guasch, H., Sabater, S. (2009). Effects of herbicides on periphyton communities: A review. Science of the Total Environment. 407 (8): 2667-2674.

Richard, D.I., Small, J.W., Osborne, J.A. (1985). Response of. Zooplankton to the Reduction and Elimination of. Submerged Vegetation by Grass Carp and Herbicides in four Florida Lakes. Hydrobiologia. 123: 97-108.

Rodier, J., Legube, B., Merlet, N. (2009). L'analyse de l'eau – Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (9e éd.). Paris: Dunod.

Sarwar, M., Salman, M. (2015). Biological insecticide Trichogramma spp. (Hymenoptera: Trichogrammatidae) strikes for caterpillar control. International Journal of Entomology Research. 1 (1) : 31- 36.

Sauvegrain, P. (1980). Les micropolluants organiques dans les eaux superficielles continentales. Rapport n°1 : les pesticides organophosphorés, Paris, Bureau National de l'Information Scientifique et Technique.

Schäfer, R.B., von der Ohe, P.C., Rasmussen, J.J., Kefford, B.J., Beketov, M.A., Schulz, R., Liess, M. (2012). Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems. Environmental Science & Technology. 46 (9): 5134-5142.

Sharma, N.P., Dambaug, T., Hunt, E., Grey, D., Okaru, V., Rothberg, D. (1996). African water resources: challenges and opportunities for sustainable development. World Bank technical paper n° 331. Washington (USA) : World Bank.

Shrestha, S., Chapagain, P.S., Ghimire, M. (2019). Perspective de genre sur l'utilisation et la gestion de l'eau dans le contexte du changement climatique : étude de cas de la zone de bassin versant de Melamchi, Népal. SAGE Open. 9 (1).

Snyder, S. A. (2007). Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals. Desalination, 202: 156–181.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Snyder, S.A., Westerhoff, P., Yoon, Y., Sedlak, D.L. (2007). Removal of EDCs and pharmaceuticals using membranes and activated carbon. *Desalination*, 202: 156–181.

Solomon, K.R., Gauthier, J.M., Gauthier, J.M. (1996). Ecotoxicology of pesticides in aquatic systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 15 (1): 1-10.

Sommer, F., Laskowski, R., Luckenbach, T. (2001). Aquatic toxicity of pyrethroid insecticides to benthic invertebrates: implications for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20 (12): 2723-2730.

Stephenson, M., Mackie, G.L. (1986). Lake Acidification as a limiting factor in the distribution of the freshwater amphipod *Hyalalella azteca*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 288-292.

Sumudumali, R.G.I.J., Jayawardana, J.M.C.K. (2021). A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: with special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. *Environmental Management*. 67 (2) : 263-276.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce – Systématique, biologie, écologie*. CNRS Éditions.

Tanouayi, G., Gnandi, K., Ahoudi, H., Ouro-sama, K. (2015). La contamination métallique des eaux de surface et des eaux souterraines de la zone minière d'exploitation des phosphates de hahotoe-kpogame (sud-togo) : cas du cadmium, plomb, cuivre et nickel. *Larhyss Journal*. 21 : 35- 50.

Testud, F., Grillet, J.P., Nisse, C. (2007). Effets à long terme des produits phytosanitaires : le point sur les données épidémiologiques récentes. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement*. 68 (4) : 394-401.

Thevenot, G. (2015). De la prévention des risques au changement des pratiques agricoles : les limites du droit de la protection phytosanitaire. Université Nice Sophia Antipolis. France. p : 18.

Thomas, O. (1995). *Métrologie des eaux résiduaires*. Ed. Cebedoc. Tec. et Doc. Lavoisier. 192 p.

USEPA. (2005). *EPA's Beach Watch Program: 2002 Swimming Season*. Washington, DC.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Van der Sluijs, J.P., Simon-Delso, N., Goulson, D., Maxim, L., Bonmatin, J.M., Belzunces, L. P. (2013). Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinator services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 5 (3-4): 293-305.

Van der Werf, H.M.G., Zimmer, C. (1998). An Indicator of Pesticide Environmental Impact Based on a Fuzzy Expert System. *Chemosphère*. 36 (10): 2225-2249.

Van Donk, E., Prins, H., Voogd, H.M., Crum, S.J.H., Brock, T.C.M. (1995). Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of Elodea-dominated freshwater microcosms: I. Responses of plankton and zooplanktivorous insects. *Hydrobiologie*. 133: 417-39.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37 (1) : 130-137.

Verneaux, J. (1973). Cours d'eau de Franch-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie de l'Université de Besançon.

Voltz, M., Alix, A., Barriuso Benito, E., Bedos, C., Bonicelli, B., Caquet, T., Dubus, I., Gascuel, C., Gril, J-J. (2005). Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement et impacts biologiques Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. 219 pp.

Voltz, M., Louchart, X. (2001). Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. *Ingénieries – EAT*. (14): 45-54.

W.H.O. (1987). Global pollution and health results of related environmental monitoring. Global Environment Monitoring system, WHO, UNEP.

Ward, P.J. (2010). Climate change will hit water supply hardest in developing countries - new study. *PreventionWeb*.

Webber, E.C., Deutch, W.G., Bayne, D.R., Seesock, W.C. (1992). Ecosystem-level testing of synthetic pyrethroid insecticide in aquatic mesocosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 87-105.

Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems* (3rd Ed.). Academic Press.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Yasuno, M., Fukushima, S., Hasegawa, J., Shioyama, F., Hatakeyama, S. (1982). Change in the benthic fauna and flora after application of temephos to a stream on Mt. Tsukuba. *Hydrobiologia*. 89: 205-14.

Zepp, R.G., Schlotzhauer, P.F., Sink, R.M. (1985). Photosensitized transformations involving electronic energy transfer in natural waters: Role of humic substances. *Environmental Science & Technology*, 19(1): 74-81.