



لجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



Université des Frères Mentouri Constantine  
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

جامعة الاخوة منتوري قسنطينة  
كلية عاومالطبيعة والحياة

Département : Microbiologie

قسم : الميكروبيولوجيا

**Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master**

**Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie**

**Filière : Sciences Biologiques**

**Spécialité : Biologie Moléculaire des Microorganismes**

Intitulé :

---

**Contamination de l'eau potable par les résidus de médicaments.  
Sources, effets sur la santé humaine et traitements.**

---

Préparé par: HANNACHE Rania  
ZERROUK Hayat

Le : 10/10/2020

**Jury d'évaluation :**

**Président du jury :** Mr KITOUNI Mahmoud. (Pr. UFM Constantine 1).  
**Encadreur:** Mr BOUDMAGH Allaoueddine. (Pr. UFM Constantine 1).  
**Examineur :** Mr BENHIZIA Yacine. (Pr. UFM Constantine 1).

*Année universitaire  
2019- 2020*

## *Remerciement*

*Nous exprimons tout d'abord, nos profonds remerciements et louanges à **ALLAH** tout puissant, qui nous a guidé sur le droit chemin et nous a donné le courage et la volonté d'achever ce travail.*

*Ce manuscrit ne serait pas aussi riche et n'aurait pas pu avoir le jour sans l'aide et l'encadrement de Mr **BOUDMAGH Allaoueddine** « professeur à l'Université des frères Mentouri Constantine1 », Un grand honneur pour nous est, le fait qu'il a accepté de nous encadrer et de diriger notre travail on la remercie pour la qualité de son encadrement exceptionnel, pour tous ses efforts, pour ses patience, ses rigueur et son disponibilité, Merci de nous avoir guidées et orientées tout au long de la réalisation de ce mémoire.*

*A notre président de jury, Professeur **KITOUNI Mahmoud**, qui nous a fait le grand honneur de présider ce mémoire. Qu'il trouve ici le témoignage de notre profond respect et de notre sincère reconnaissance.*

*Nous adressons également notre reconnaissance à Mr **BENHIZIA Yacine**, professeur à l'université des Frères Mentouri Constantine1, pour l'intérêt qu'il a accordé à ce travail en acceptant de l'examiner et de le juger.*

*Et à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin pour que ce manuscrit soit possible, nous vous dis merci.*

*Mercié*

## Dédicace

*C'est avec honneur et Du profond de mon cœur que je dédie cet humble travail à tous ceux qui me sont chers:*

*A ma raison de vivre, chère mère **Fatîha**, Affable, honorable, aimable : Tu représentes pour moi le symbole de la bonté par excellence, la source de la tendresse et l'exemple du dévouement qui n'a pas cessé de m'encourager et de prier pour moi. Puisse Dieu, le tout puissant, te préserver et t'accorder santé, longue vie et bonheur.*

*A la mémoire de mon trèscher père **Yacine**, aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour, l'estime, le dévouement et le respect que j'ai toujours eu pour toi. J'espère que tu sois toujours fière de moi.*

*A ma grande chère sœur **Sara**, et A Mes adorables frères : **Aïssa**, **Aymane** et **Oussama**, pour leur disponibilité, leur soutien moral, leur encouragement incessant, d'être coopératif et d'assumer à ma place certaine de mes responsabilités familiales et auxquels je souhaite  
Beaucoup de réussite.*

*A ma belle rose **Meysoune**, la source de mon énergie positive, ainsi que toute sa famille.*

*Je ne peux oublier de remercier chaleureusement mes très chères amies et collègues : **Maroua**, **Roumaïssa**, **Roukía**, **Faïza**, **Chaïma** et **Doha ikram** en témoignage de l'amitié qui nous unit et des souvenirs de tous les moments que nous avons passés ensemble.*

*A mon cher ami **Ikbalbrahimi***

*A ma binôme **Zerrouk hayat** ainsi que toute sa famille, je leurs souhaite tout le bonheur du Monde.*

*À toute la promotion **BMM** 2018/2020.*

*Rania*

## Dédicace

*Je tiens à dédier ce mémoire à:*

*A mes très chers parents **Mohamed** et **Bariza** : Aucune dédicace ne saurait exprimer mon respect, mon amour éternel et ma considération pour les sacrifices que vous avez consenti pour mon instruction et mon bien être.*

*Je vous remercie pour tout le soutien, la patience, l'optimisme continu et l'amour que vous me portez depuis mon enfance et j'espère que votre bénédiction m'accompagne toujours.*

*Que ce modeste travail soit l'exaucement de vos vœux tant formulés, le fruit de vos innombrables sacrifices, Je vous dois ce que je suis aujourd'hui et ce que je serai demain et je ferai toujours de mon mieux pour rester votre fierté et ne jamais vous décevoir. Puisse le tout puissant vous donne santé, bonheur et longue vie afin que je puisse vous combler à mon tour.*

*A toute la famille surtout ma chère grand-mère, que Dieu tout puissant vous garde et vous procure santé, bonheur et longue vie.*

*A tous mes amie(s) en particulier : **Manel**, **Nadjet**, **Oumnia**, **Issam** ...*

*Pour m'avoir constamment soutenu moralement et m'encourager à aller de l'avant, face aux difficultés rencontrées.*

*A mes camarades de la promotion*

*Pour tout ce que nous avons partagé, échangé ensemble. Que Dieu nous réserve de très belles surprises dans notre vie.*

*A ma binôme **Hannache Rania** ainsi que toute sa famille, je leurs souhaite tout le bonheur du Monde.*

*A toute la promotion **BMM** 2018/2020.*

# *Table des matières*

<b>Introduction générale</b> .....	<b>1</b>
<b>Chapitre I: L'eau potable : données bibliographiques</b>	
1 Définition.....	4
2 Propriété de l'eau potable .....	4
3 Classification des eaux de boisson .....	4
3.1 Eau du robinet .....	4
3.2 Les eaux de captage individuel .....	4
3.3 Eaux embouteillées.....	5
3.3.1 Les eaux minérales naturelles .....	5
3.3.2 Les eaux de sources .....	5
4 Principales sources de l'eau potable.....	5
4.1 Les eaux de surface .....	5
4.2 Les eaux souterraines.....	5
4.3 Les eaux de sources .....	6
5 Production d'eau potable.....	6
5.1 Le captage .....	6
5.2 Le traitement de potabilisation.....	7
5.2.1 Traitement des eaux de surface.....	7
5.2.2 Traitement des eaux souterraines.....	9
6 Stockage de l'eau .....	11
6.1 Réservoirs .....	11
6.2 Châteaux d'eau.....	12
6.3 Citernes .....	13
6.3.1 Citerne enterrée.....	13
6.3.2 Citerne aérienne .....	13
7 Adduction .....	14
7.1 Adduction de refoulement.....	14
7.2 Adduction gravitaire .....	14
7.3 Adduction mixte .....	15
8 Distribution.....	15
8.1 Réseaux de distribution.....	15
8.2 Distribution d'eau potable par Camion-Citerne : .....	16

9	Qualité de l'eau potable.....	17
9.1	Qualité organoleptique.....	17
9.1.1	La couleur.....	18
9.1.2	Le gout et la saveur.....	18
9.1.3	L'odeur.....	19
9.2	Qualité radiologique.....	19
9.3	Qualité physico-chimique.....	20
9.3.1	La température.....	20
9.3.2	La turbidité.....	20
9.3.3	Potentiel d'hydrogène.....	21
9.3.4	Conductivité électrique.....	22
9.3.5	L'oxygène dissous.....	22
9.3.6	Matière en suspension.....	23
9.3.7	Résidu Sec.....	23
9.3.8	La dureté ou Titre hydrométrique.....	24
9.3.9	Alcalinité.....	25
10	Normes physico-chimiques de l'eau potable.....	25
11	Normes de la qualité bactériologique de l'eau potable.....	27
12	Éléments influençant la détérioration de la qualité de l'eau durant sa distribution.....	27

**Chapitre II: les actinobactéries retrouvés dans les eaux douces une source non négligeable d'antibiotiques**

1	Actinobactéries de l'eau.....	30
2	Distribution.....	31
2.1	Dans les rivières et les lacs.....	31
2.2	Dans les réservoirs.....	31
2.3	Dans les stations de potabilisation et dans les conduites de distribution.....	32
2.4	Dans les eaux d'égouts et dans les boues activées.....	32
3	Morphologies des actinobactéries dans l'eau.....	32
4	Principal rôle biochimique des actinobactéries dans l'eau.....	34
5	Recherche des actinobactéries dans les eaux douces.....	36
5.1	Isolement et dénombrement.....	36
5.2	Prétraitement des échantillons d'eaux.....	37
5.3	Sélection des actinobactéries par traitement aux antibiotiques.....	38
6	Etude du pouvoir antibiotique des actinobactéries dans l'eau.....	38

### **Chapitre III: Antibiotiques dans les eaux et effets sur la santé humain**

1	Utilisation des antibiotiques .....	40
2	Mise en évidence des antibiotiques dans les milieux aquatiques .....	40
3	Concentrations des antibiotiques dans les milieux aquatiques .....	42
3.1	Dans les eaux usées et effluents de STEP .....	43
3.1.1	Dans les eaux usées urbaines et des eaux usées hospitalières .....	43
3.1.2	Dans les stations d'épuration urbaines (eaux usées brutes et eaux après épuration) .....	44
3.2	Concentrations d'antibiotiques relevées dans les eaux de surface .....	46
3.3	Concentrations d'antibiotiques relevées dans les eaux souterraines.....	47
3.4	Concentrations d'antibiotiques relevées dans l'eau potable.....	48
4	Origines des antibiotiques dans les milieux aquatiques .....	49
4.1	Sources des antibiotiques à usage humain dans les eaux.....	50
4.1.1	Dans les STEP .....	51
4.1.2	Dans les eaux superficielles.....	53
4.1.3	Dans les eaux souterraines .....	55
4.1.4	Dans l'eau potable .....	56
4.2	Sources des antibiotiques à usage vétérinaire dans les eaux .....	56
4.2.1	Dans les eaux superficielles.....	58
4.2.2	Dans les eaux souterraines .....	58
5	Formes des antibiotiques dans les milieux aquatiques .....	59
6	Dégradation des antibiotiques en milieu aquatique.....	59
6.1	Propriété physico-chimiques .....	59
6.2	Conditions du milieu récepteur .....	60
6.3	Processus de dégradation .....	60
6.3.1	Dégradation abiotique ou chimio-dégradation .....	60
6.3.2	Dégradation biotique : la biodégradation .....	62
6.4	Le phénomène de bioaccumulation .....	63
7	Risques sanitaires de la contamination d'eaux en antibiotiques sur la santé humaine .....	63
7.1	Voies d'exposition pour l'homme .....	64
7.2	Nocivité et risques .....	64
7.2.1	Effets directs par la consommation de l'eau potable .....	65
7.2.2	Effet indirect par le développement de la résistance bactérienne aux antibiotiques .....	65
7.2.3	Effets des antibiotiques au sein des mélanges complexes de polluant .....	73
7.2.4	Effets sur la santé humaine par consommation de poisson .....	73

8	D'autres effets indésirables des antibiotiques .....	74
8.1	Les réactions allergiques.....	74
8.2	Les troubles digestifs .....	74
8.3	D'autres effets .....	75
9	Effets d'accumulation des antibiotiques dans les eaux douces .....	75
9.1	Les antibiotiques les plus préoccupants dans les eaux douces .....	76

#### **Chapitre IV : Procédés de traitement des eaux contaminées par les résidus de médicaments « RdM »**

1	l'Amoxicilline.....	77
1.1	Epuraton par voie physico-chimique .....	77
1.1.1	Elimination de l'Amoxicilline par ozonation .....	78
1.1.2	Dégradation par traitement de plasma non thermique .....	78
1.1.3	Dégradation par procédés Fenton .....	78
1.1.4	Dégradation par électron-fenton en utilisant leFe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) .....	79
1.1.5	Dégradation électrochimique avec l'électrode Cu-PbO <sub>2</sub> .....	79
1.1.6	Adsorption de l'AMX sur charbon actif .....	80
1.2	Biodégradation de l'AMX.....	80
1.2.1	Biodégradation par consortium microbien aérobie.....	80
1.2.2	Biodégradation par <i>Bacillus subtilis</i> 1556WTNC .....	81
1.2.3	Biodégradation par quatre souches bactériennes .....	81
1.2.4	Biodégradation par <i>Alcaligenes sp.</i> .....	82
2	Dégradation du Paracétamol (PCL) et de ses produits de transformation .....	83
2.1	Epuraton par voie physico-chimique .....	83
2.1.1	Utilisation d'une cellule d'oxydation électrochimique avec électrodes en acier inoxydable .....	83
2.1.2	Traitement du PCL en milieu aqueux par plasma non thermique.....	83
2.1.3	Traitement combinant deux POA, le procédé Fenton et le plasma non thermique « Glidarc » .....	84
2.1.4	Dégradation photocatalytique du PCL par des particules de TiO <sub>2</sub> supporté sous irradiation UV .....	84
2.1.5	Adsorption du PCL .....	85
2.2	Biodégradation du Paracétamol.....	85
2.2.1	Biodégradation par <i>Pseudomonas aeruginosa</i> souche HJ1012.....	85
2.2.2	Biodégradation par des microalgues « <i>Synechocystis sp</i> ».....	86
2.2.3	Biodégradation par <i>Pseudomonas moorei</i> KB4.....	86



2.2.4	Biodégradation de PCL par la souche S1 de <i>Bacillus drentensis</i> .....	87
3	Elimination du Diclofénac (DCF).....	87
3.1	Epuraton par voie physico-chimique .....	87
3.1.1	Traitement combinant le procédé Fenton et le plasma non thermique « Glidarc » pour dégradation de DCF .....	87
3.1.2	Elimination du DCF par irradiation .....	87
3.1.3	Dégradation photocatalytique du DCF par l'hydroxyapatite-TiO <sub>2</sub> matériau composite	87
3.1.4	Adsorption du DCF.....	88
3.2	Biodégradation du DCF .....	88
3.2.1	Biodégradation de DCF par <i>Trametes versicolor</i> .....	88
3.2.2	Biodégradation de DCF par une mixture de Micro-algue .....	88
3.2.3	Biodégradation de DCF par <i>Rhodococcus ruberla</i> .....	88
3.2.4	Dégradation du DCF dans les piles à combustible microbiennes .....	89
<b>Conclusion &amp; Recommandations .....</b>		<b>90</b>
<b>Référence bibliographique.....</b>		<b>93</b>
<b>Annexes .....</b>		<b>122</b>

## *Liste des figures*

<b>Figure 1</b> : Station de production d'eau potable.....	11
<b>Figure 2</b> : Réservoir semi-enterré.....	12
<b>Figure 3</b> : Château d'eau surélevé.....	12
<b>Figure 4</b> : Citerne enterré en polyéthylène.....	13
<b>Figure 5</b> : Citerne aérienne.....	14
<b>Figure 6</b> : Schéma d'une adduction par refoulement.....	14
<b>Figure 7</b> : Schéma d'une adduction par gravitaire.....	15
<b>Figure 8</b> : Schéma simplifié de l'adduction mixte.....	15
<b>Figure 9</b> : Schéma de Réseaux de distribution : (a) Les réseaux ramifiés,(b) les réseaux maillés,(c) les réseaux étagés.....	16
<b>Figure 10</b> : Camion-Citerne d'eau potable.....	17
<b>Figure 11</b> : Structure des biofilms dans les conduites.....	29
<b>Figure 12</b> : structures chimiques de substances odorantes produites par des actinobactéries dans l'eau (A) : Mucidone, (B) : 2 méthyl-isobornéol, (C) : Géosmine, (D) : 1-phényl-2-propanone, (E) : 2-phényléthanol.....	35
<b>Figure 13</b> : Les compartiments hydriques dans l'environnement.....	41
<b>Figure 14</b> : Répartition des rendements d'élimination en STEP par classe thérapeutique.....	45
<b>Figure 15</b> : Médiane ( $\mu\text{g/L}$ ) des valeurs de résidus d'antibiotiques retrouvés dans des eaux de surface aux États-Unis.....	47
<b>Figure 16</b> : Diverses sources des antibiotiques.....	50
<b>Figure 17</b> : Voies d'entrée des antibiotiques d'origine humaine dans l'environnement aquatique.....	51
<b>Figure 18</b> : Voies d'entrée des antibiotiques d'origine vétérinaire vers les écosystèmes naturels.....	57
<b>Figure 19</b> : Les échanges entre les différents réservoirs de gènes de résistance.....	66
<b>Figure 20</b> : Principaux mécanismes de résistance bactérienne aux antibiotiques.....	68

<b>Figure 21:</b> Voies d'acquisition de résistance bactérienne aux antibiotiques par mutation et transfert du matériel génétique.....	68
<b>Figure 22 :</b> Ensemble des procédés d'oxydation avancée.....	77
<b>Figure 23 :</b> Schéma de principe de la cellule d'oxydation électrochimique innovante.....	83
<b>Figure 24 :</b> Dispositif expérimental pour la dégradation photocatalytique de PCL.....	85

## *Liste des tableaux*

<b>Tableau 1</b> : la qualité radiologies des eaux de boisson.....	19
<b>Tableau 2</b> : Qualité des eaux en fonction de la turbidité.....	21
<b>Tableau 3</b> : Grille normative concernant le pH pour estimer la qualité de l'eau en Algérie.....	22
<b>Tableau 4</b> : Solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température.....	23
<b>Tableau 5</b> : La potabilité en fonction des résidus secs.....	24
<b>Tableau 6</b> : Classification des eaux en fonction de leur dureté.....	25
<b>Tableau 7</b> : Normes OMS et Algériennes des paramètres physico-chimiques pour l'eau potable.....	26
<b>Tableau 8</b> : Normes et recommandation pour la qualité bactériologique de l'eau potable....	27
<b>Tableau 9</b> : Caractéristiques des 5 cultures décrites par Willoughby (1969).....	33
<b>Tableau 10</b> : Groupes d'actinobactéries, leurs caractéristiques morphologiques et genres trouvés dans les systèmes aquatiques.....	34
<b>Tableau 11</b> : Propriétés, de substances odorantes dans l'eau.....	36
<b>Tableau 12</b> : Présence des résidus d'antibiotiques dans les plans d'eau dans plusieurs pays.....	42
<b>Tableau 13</b> : Exemple de niveaux de concentration de quatre antibiotiques relevés dans des eaux usées hospitalières.....	43
<b>Tableau 14</b> : Concentrations de quelques molécules d'antibiotiques détectées dans les effluents de STEP.....	44
<b>Tableau 15</b> : Concentrations et rendement des antibiotiques dans les influents des STEP.....	45
<b>Tableau 16</b> : Concentrations maximales (en mg/L) en sulfamides relevées dans les eaux souterraines situées à différentes distances d'une décharge d'une industrie pharmaceutique.....	48
<b>Tableau 17</b> : Concentrations détectées et proportions d'échantillons positifs en antibiotiques dans 4 prises d'eau potable aux Pays-Bas.....	49
<b>Tableau 18</b> : Répartition des modes de rejets des MNU par le particulier.....	52
<b>Tableau 19</b> : Concentrations en antibiotiques (en µg/g) les plus abondants dans les boues de STEP par familles.....	55
<b>Tableau 20</b> : Exemples de bactéries antibiorésistantes décelées dans différents types d'eau.....	69

<b>Tableau 21</b> : Classification des antibiotiques en fonction de leur CE50.....	75
<b>Tableau 22</b> : Les CE50 des antibiotiques dans eaux.....	76
<b>Tableau 23</b> : Efficacité d'élimination de l'amoxicilline (%)......	81
<b>Tableau 24</b> : Dégradation aérobie et anaérobie de l'AMX dans les boues de la station d'épuration.....	82
<b>Tableau 25</b> : Paramètres des ajustements des résultats expérimentaux aux équations cinétiques (pseudo premier ordre (Équation de Lagergren) et pseudo équations du second ordre) et isothermes d'équilibre (Langmuir et Isothermes de Freundlich).....	86

## *Les abréviations*

<b>AEP</b>	Alimentation en Eau Potable.
<b>AFSSA</b>	Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments.
<b>AINS</b>	Anti-inflammatoire Non Stéroïdien.
<b>AMM</b>	Autorisation de Mise sur le Marché.
<b>AMX</b>	Amoxicilline.
<b>ANSES</b>	Agence Nationale de Sécurité de l'alimentation, de l'Environnement et de travail.
<b>CAC</b>	Charbon Actif Chimique.
<b>CAP</b>	Charbon Actif en Poudre.
<b>CE50</b>	Concentration Efficace Médiane.
<b>CSA</b>	Conseil, Sondage et Analyse.
<b>DBD</b>	Décharge de Barrière Diélectrique.
<b>DCF</b>	Diclofinac.
<b>DDASS</b>	Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales.
<b>DTI</b>	La Dose Totale Indicative.
<b>DUP</b>	Déclaration d'Utilité Publique.
<b>EDCH</b>	Eau Destinée à la Consommation Humaine.
<b>GAD</b>	Plasma Glidarc.
<b>IRTF</b>	Infra Rouge à Transformé de Fourier.
<b>ISO</b>	International Organization for Standardization.
<b>MES</b>	Matière En Suspension.

<b>MNU</b>	Médicaments Non Utilisés.
<b>MOD</b>	Matière Organique Dissoute.
<b>NTU</b>	Unités Néphélométriques de Turbidité.
<b>O•</b>	Radical d'Oxygène.
<b>OH•</b>	Radical Hydroxyle.
<b>OMS</b>	Organisation Mondiale de la Santé.
<b>PCL</b>	Paracétamol.
<b>PLP</b>	Protéines Liant la Pénicilline.
<b>POA</b>	Procédés d'Oxydation Avancée.
<b>PPC</b>	Périmètres de Protection des Captages.
<b>PPE</b>	Périmètre de Protection Eloignée.
<b>PPI</b>	Périmètre de Protection Immédiate.
<b>PPR</b>	Périmètre de Protection Rapprochée.
<b>RdM</b>	Résidus de Médicaments.
<b>RQEP</b>	Règlement sur la Qualité de l'Eau Potable.
<b>RS</b>	Résidu Sec.
<b>SA</b>	Sulfonamides.
<b>SMX</b>	Sulfamethoxazole.
<b>STEP</b>	Station d'Épuration des Eaux Usées.
<b>TA</b>	Titre Alcalimétrique Simple.
<b>TAC</b>	Titre Alcalimétrique Complet.

<b>TH</b>	Titre Hydrométrique.
<b>TiO<sub>2</sub></b>	Dioxyde de Titane.
<b>UCV</b>	Unités de Couleur Vraie.
<b>UE</b>	Union Européenne.
<b>UFC</b>	Unité Formant Colonie.
<b>USA</b>	United States of America.

### **Les Constantes**

<b>Hc</b>	La constante de Henry.
<b>Kd / Koc</b>	Les coefficients de partage carbone-organique-eau.
<b>log Kow</b>	Le coefficient de partage octanol/eau.
<b>pKa</b>	La constante de dissociation.

### **Les unités**

<b>°f ou °FH</b>	degrés Français.
<b>µS</b>	Micro siemens.
<b>Bq/L</b>	Becquerel par litre.
<b>kGy</b>	kilo Gray (unité).
<b>mSv/an</b>	MilliSievert par an.
<b>Pa.L/mol</b>	Pascal. Litre/ mol.
<b>Pt-Co</b>	Platino-Cobalt.



## **Résumé:**

L'eau est une matière précieuse et indispensable à toutes formes de vie. Elle fait partie intégrante du monde minéral et organique. Elle participe notamment à toutes les activités domestiques, industrielles et agricoles. Cependant, cette eau est constamment agressée par plusieurs polluants de toutes sortes. Récemment, les résidus de médicaments (RdM) constituent une autre source de pollution émergente, très sérieuse pour l'environnement et pour la santé publique. La surveillance de traces de médicaments dans l'eau, a commencé timidement, il ya environ deux décennies. La difficulté de détection dans l'environnement, de ces molécules à cause de leurs très faibles concentrations, plaide pour l'ignorance de cette la gravité de la pollution. Dans ce travail, nous développons les différentes sources humaines (industries, hôpitaux, rejets humains) et animales. Il est question également de recenser les effets néfastes de cette pollution sur les organismes vivants comme l'apparition de microorganismes résistants aux antibiotiques et des impacts sur la qualité physicochimique de l'eau. Nous nous sommes intéressés à réaliser une synthèse bibliographique sur l'état de la pollution des différentes sources hydriques et d'étudier les procédés de la réduction de ces substances. Nous avons mis l'accent sur **l'Amoxicilline, le Paracétamol et le Diclofénac**. Ces derniers sont réfractaires aux traitements conventionnels (primaires et secondaires) des eaux usées des STEP. Les techniques innovantes et récentes mises en œuvre pour la dépollution des eaux, sont les procédés d'oxydation avancée (POA) et l'adsorption sur charbon actif. Les techniques de biodégradations ont aussi plusieurs avantages. Dans ce contexte, certaines recherches ont été relatées.

**Mots clés :** Eau potable, pollution, résidus médicamenteux, antibiotiques, biodégradation

## **Abstract:**

Water is a precious and essential material for all forms of life. It is an integral part of the mineral and organic world. It participates in particular in all domestic, industrial and agricultural activities. However, this water is constantly attacked by several pollutants of all kinds. Recently, drug residues (RdM) are another emerging source of pollution, very serious for the environment and for public health. Monitoring for traces of drugs in water began tentatively about two decades ago. The difficulty in detecting these molecules in the environment, due to their very low concentrations, argues for ignoring the seriousness of the pollution. In this work, we develop the different human (industries, hospitals, human waste) and animal sources. It is also a question of identifying the harmful effects of this pollution on living organisms such as the appearance of microorganisms resistant to antibiotics and impacts on the physicochemical quality of the water. We are interested in carrying out a bibliographical synthesis on the state of pollution of different water sources and studying the processes for reducing these substances. We have focused on **Amoxicillin**, **Paracetamol** and **Diclofenac**. These are refractory to conventional treatment (primary and secondary) of WWTP wastewater. The innovative and recent techniques used for water pollution control are advanced oxidation processes (POA) and adsorption on activated carbon. Biodegradation techniques also have several advantages. In this context, some research has been reported.

**Keywords:** Drinking water, pollution, drug residues, antibiotics, biodegradation.

## ملخص:

الماء مادة ثمينة وضرورية لجميع أشكال الحياة. إنه جزء لا يتجزأ من عالم المعادن والعضوية. وتشارك بشكل خاص في جميع الأنشطة المنزلية والصناعية والزراعية. ومع ذلك، تتعرض هذه المياه باستمرار للهجوم من قبل العديد من الملوثات من جميع الأنواع. في الآونة الأخيرة، تعتبر مخلفات الأدوية (RdM) مصدرًا آخر ناشئًا للتلوث، وهو خطير جدًا على البيئة والصحة العامة. بدأ رصد آثار المخدرات في الماء بشكل مبني منذ حوالي عقدين من الزمن. إن صعوبة اكتشاف هذه الجزيئات في البيئة، نظرًا لتركيزاتها المنخفضة جدًا، تدعو إلى تجاهل خطورة التلوث. في هذا العمل نقوم بتطوير المصادر البشرية (الصناعات، المستشفيات، المخلفات البشرية) والحيوانية. إنها أيضًا مسألة تحديد الآثار الضارة لهذا التلوث على الكائنات الحية مثل ظهور الكائنات الحية الدقيقة المقاومة للمضادات الحيوية والتأثيرات على الجودة الفيزيائية والكيميائية للمياه. نحن مهتمون بإجراء تجميع بيليوغرافي عن حالة تلوث مصادر المياه المختلفة ودراسة عمليات تقليل هذه المواد. لقد ركزنا على أموكسيسيلين وباراسيتامول وديكلوفيناك. وهي مقاومة للمعالجة التقليدية (الأولية والثانوية) لمياه الصرف الصحي لمحطات معالجة مياه الصرف الصحي. التقنيات المبتكرة والحديثة المستخدمة للتحكم في تلوث المياه هي عمليات أكسدة متقدمة (POA) وامتصاص على الكربون المنشط. تقنيات التحلل البيولوجي لها أيضًا العديد من المزايا. في هذا السياق، تم الإبلاغ عن بعض الأبحاث.

**الكلمات المفتاحية:** مياه الشرب، التلوث، مخلفات الأدوية، المضادات الحيوية، التحلل الحيوي

# Introduction générale

## ***Introduction générale***

---

L'eau c'est la vie, sans cette matière à la fois simple et complexe en même temps, la vie sur terre n'aura jamais existée. Cette ressource précieuse et indispensable à toutes formes de vie est une composante majeure du monde minéral et organique. Elle est impliquée dans de nombreuses fonctions physiologiques essentielles telles que la digestion, l'absorption, la thermorégulation, et l'élimination des déchets. Elle participe notamment à toutes les activités humaines quotidiennes, domestiques, industrielles et agricoles. Par conséquent, l'eau est un élément de stabilité sociale, sanitaire et économique du pays, quand elle est bien gérée. Mais elle peut devenir un élément d'insécurité et d'instabilité si cette ressource tend à se raréfier ou sa qualité tend se détériorer.

Bien que l'eau soit la substance la plus présente sur la terre, les réserves d'eau douce directement utilisables par les êtres humains ne constituent que 1%. De plus, la majorité des eaux douces utilisables dans le monde, approximativement 97 % sont des eaux souterraines (**Bosca, 2002**). Cette eau est de plus répartie inégalement puisque un être humain sur cinq n'a pas accès à une eau de consommation saine (**Crini et Badot, 2007**). De ce fait, la potabilité des eaux de surface ou des nappes phréatiques (souterraines) constitue pour l'homme l'un des enjeux majeurs dans divers domaines de la vie. Notamment, en raison de l'expansion démographique et l'élévation du niveau de vie. Cela a engendré une demande en eau potable importante qui est en expansion continue. Pour cela, de la source d'eau jusqu'au robinet du consommateur, différents procédés tels que le captage, le traitement, le stockage, l'adduction et la distribution sont appliqués. Ce sont des étapes indispensables afin d'assurer aux consommateurs, une eau de bonne qualité.

Cependant, les activités humaines génèrent le rejet de polluants anthropiques qui contaminent les eaux de surface et souterraines. Parmi les contaminants anthropiques, les produits pharmaceutiques qui sont considérés comme contaminants ubiquitaires des milieux aquatiques (**Bjorlenius et al., 2018; Deo, 2014; Sui et al., 2015**). Il s'agit des molécules biologiquement actives, conçues pour agir sur des cibles biologiques précises et comprennent une large variété de substances à usage humain et vétérinaire (**Académie Nationale de Pharmacie, 2019**). Cette pollution est une problématique en émergence. Au cours de la dernière décennie. De plus en plus de résidus de médicaments (RdM) ont été mesurés grâce à l'amélioration de la sensibilité des méthodes analytiques à des concentrations inférieures au ng/L (**Alvarez-Muñoz et al., 2015; Björlenius et al., 2018; Brieudes et al., 2017**). Ces dosages ont été menés principalement dans les eaux de surface mais aussi dans les eaux

## ***Introduction générale***

---

souterraines, les sols, le fumier, le biote et même dans l'eau potable. De nombreuses études ont déterminé au niveau de traces (ng/L), des RdM dans les eaux continentales en Europe et en Amérique du Nord (**Hughes et al., 2013**). Cependant, dans les pays du Sud, notamment sur le continent africain, peu d'information sont disponibles (**Ariza Castro, 2019**). Les eaux destinées à la consommation humaine font l'objet d'une attention particulière. Notamment, les antibiotiques qui font partie des micropolluants organiques émergents, les plus importants dans des milieux aquatiques. Plusieurs questions peuvent se poser : d'où proviennent ces micropolluants ? Quels sont les risques engendrés par la consommation sur le long terme d'eau potable contenant ces substances en mélange et à de très faibles concentrations ? Des procédés de traitement de ce genre de pollution sont-ils mis en lumière ?

De nombreuses études ont montré que les rejets des eaux usées : domestiques et hospitaliers ainsi que les déchets provenant de l'agriculture (l'épandage, les déjections animales, les fertilisants des terres agricoles et de l'aquaculture sont les principales voies d'émission de ces composés). Ils ont été détectés dans des milieux aquatiques et terrestres par tout dans le monde. Une autre source des antibiotiques, pas des moindres, est représentée par les microorganismes. Les actinobactéries sont surtout importants du fait qu'ils sont à l'origine de nombreux antibiotiques. Les *Streptomyces* surtout et bien d'autres genres comme *Actinomadura* et *Micromonospora*, sont également des germes producteurs (**Sanglier et al., 1993**). Les actinobactéries intéressent les hydrobiologistes qui les suspectent d'être les agents responsables des goûts et des odeurs terreuses qui apparaissent parfois dans les eaux de consommation. De nombreux composés volatiles complexes ont été isolés et caractérisés. Les plus fréquemment cités sont la géosmine, la mucidone et la 2-méthyl- isobornéol. Ce dernier composé peut donner à l'eau des odeurs, même à basse concentration (0.22 ppm) (**Cross, 1981**). Mais le fait que ces composés soient produits directement dans l'eau par les actinobactéries est discutable (**Kitouni, 2007**).

De ce fait, une fois rejetées dans l'environnement, ces molécules peuvent avoir un impact négatif sur la faune et la flore et altérer la santé des écosystèmes, mais également les hommes quand elles persistent malgré les traitements de potabilisation. Certaines de ces molécules seraient suspectées d'exercer des effets sur l'équilibre des écosystèmes ou sur la santé humaine par une exposition prolongée à de faibles concentrations. Parmi les effets préoccupants figurent les troubles du développement et de la reproduction ainsi que l'apparition de résistances bactériennes aux antibiotiques. Des effets cocktails (effets additifs,

## ***Introduction générale***

---

voire synergiques) peuvent survenir. De même, il faut garder à l'esprit que certaines populations plus vulnérables (enfants, fœtus, malades auto-immuns) pourraient être exposées à un risque non négligeable. La protection des eaux de surface comme source d'eau potable est donc devenue une question importante pour la société. Alors, l'évaluation régulière de ces polluants nous donne une idée sur la qualité des eaux utilisées. Afin de traiter les eaux usées, de nombreuses opérations sont utilisées en station d'épuration et en sortie d'usine mais elles ne permettent pas actuellement l'élimination complète des antibiotiques. Des méthodes complémentaires sont donc actuellement en étude. L'objectif de la présente étude se focalise sur trois points :

- 1) La détermination des principales sources des RdM, en particulier les antibiotiques, dans l'eau potable.
- 2) L'évaluation des risques que cette contamination représente sur la santé humaine via les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH).
- 3) Les contrôles mis en place pour limiter cette contamination pharmaceutique.

Cette étude est répartie en quatre chapitres :

- Le premier chapitre de ce mémoire présente l'étude bibliographique sur l'eau potable et sa qualité ainsi que les éléments influençant la dégradation de la qualité de l'eau durant sa distribution.
- Le deuxième chapitre représente une étude sur les actinobactéries retrouvés dans l'eau comme source non négligeable d'antibiotiques.
- Le troisième chapitre consiste à étudier la présence d'antibiotiques dans les milieux aquatiques en déterminant leurs principales origines et leurs effets sur la santé de l'être humain.
- Le quatrième chapitre regroupe les résultats des travaux qui ont mis en évidence de différents procédés d'épuration physico-chimique et biologique (biodégradation) des eaux contaminées par des RdM.

# Synthèse bibliographique



# Chapitre I: L'eau potable : données bibliographiques

### 1 Définition

Une eau potable est toute eau adaptée et destinée à la consommation humaine, quelle que soit son origine, qu'elles soient fournies par un réseau de distribution, à partir d'un camion-citerne, d'un bateau-citerne, en bouteilles ou en conteneurs (**Perry, 1984**). Les eaux potables représentent l'ensemble des eaux dont les propriétés chimiques, bactériologiques, biologiques et organoleptiques les rendent consommables (**Hoffman et al., 2014**).

### 2 Propriété de l'eau potable

L'eau potable doit satisfaire à un certain nombre de caractéristiques la rendant propre à la consommation humaine (**Ombala, 2013**). Ces caractéristiques sont :

➤ La qualité organoleptique

Selon **Degremont, (2005)**, une eau potable doit présenter les critères suivants : Elle doit être fraîche et limpide, ne présentant aucune odeur ni couleur. Elle doit être suffisamment douce et aérée avec un goût agréable. La quantité de minéraux doit être raisonnable avec absence de matières organiques et de germes pathogènes.

➤ Les paramètres physico-chimiques doivent être acceptable Il s'agit principalement d'une bonne température ni trop fraîche ni trop chaude, d'un pH neutre à légèrement acide, d'une quantité de chlorures ne dépassant pas les normes, du sulfates,...).

➤ Absence de substances indésirables (Nitrates, Nitrites, pesticides,...).

➤ Absence de substances toxiques (Arsenic, Cadmium, Plomb, hydrocarbure,...).

(**Ombala, 2013**).

### 3 Classification des eaux de boisson

#### 3.1 Eau du robinet

Les eaux de distribution publique ou eaux du robinet, proviennent de captage d'eaux superficielles (cours d'eau, lac... etc.), de nappes ou de sources souterraines. Ces eaux subissent des traitements avant leur distribution selon la charge polluante (**Soumare, 1997**), et une désinfection pour détruire les germes pathogènes (**Traore, 1996**).

#### 3.2 Les eaux de captage individuel

Les eaux de captage individuel proviennent du captage de sources ou de gisements souterrains, généralement sont destinées à l'approvisionnement des maisons surtout en zone rurale, des hameaux et des industries non desservies par l'eau du robinet. Ces eaux sont souvent utilisées sans un traitement préalable (**Diop, 2006**).

### 3.3 Eaux embouteillées

Elles doivent provenir de nappes souterraines très protégées et mises à l'abri de toute souillure (**Traore, 1996**). Elles sont mises dans des bouteilles en plastique ou en verre. Elles sont deux catégories :

#### 3.3.1 Les eaux minérales naturelles

Elles ne peuvent être que d'origine souterraine et s'être constituée à l'abri de tout risque de pollution. Microbiologiquement saine dès l'origine, elle est protégée de toute pollution humaine et ne subit aucun traitement de désinfection. Elle se caractérise par sa pureté originelle et par la stabilité de sa composition en minéraux. Elle est de fait la seule eau à pouvoir bénéficier de propriétés favorables à la santé. L'eau minérale naturelle doit être obligatoirement embouteillée à la source. Elle fait l'objet de contrôles réguliers très stricts depuis le captage jusqu'à l'embouteillage afin d'assurer au consommateur une qualité optimale (**Ania, 2019**).

#### 3.3.2 Les eaux de sources

L'eau de source est également d'origine souterraine. Elle est potable à l'état naturel et embouteillée à la source. A la différence des eaux minérales naturelles, la composition de l'eau de source n'est pas systématiquement stable (**Ania, 2019**). A l'émergence et au cours de la commercialisation, elle respecte ou satisfait les limites ou références de qualité, portant sur des paramètres microbiologiques et physico-chimiques, définies par arrêté des ministères chargés de la consommation et de la santé.

## 4 Principales sources de l'eau potable

### 4.1 Les eaux de surface

Les eaux de surface sont des eaux qui circulent ou qui sont stockées à la surface des continents. Ces derniers ont pour origine, soit des nappes souterraines dont l'émergence constitue une source, soit les eaux de ruissellements (**Degremont, 2005**).

Elles sont constituées par les eaux des rivières, des fleuves, des étangs, des lacs, des barrages, des réservoirs, des glaciers. Il s'agit d'une masse d'eau bien individualisée, solide ou liquide, immobile ou en mouvement (**Manceur et Djaballah, 2016**).

### 4.2 Les eaux souterraines

Les eaux souterraines sont les eaux du sous-sol et ce sont l'une d'origine d'eau potable. Elles sont généralement d'excellente qualité physico-chimique et bactériologique

(Cardot, 1999) ; car elles sont bien protégées des contaminants microbiens. Elles sont souvent de bonnes eaux pour une consommation sans traitement (SDE, 2005).

### 4.3 Les eaux de sources

Les eaux de source répondent aux mêmes exigences de qualité que les eaux potables (Diop, 2006) car elles sont issues de nappes d'eaux souterraines non polluées, profondes ou protégées des rejets dus aux activités humaines (Gassambe, 2012).

## 5 Production d'eau potable

D'après Hernandez De León (2006), la production d'eau potable est définie comme une manipulation d'une source d'eau afin d'acquérir une qualité de l'eau qui répond à des buts précis ou des normes établis par la communauté au travers de ses agences régulatrices. Il existe deux étapes principales pour la production d'eau potable : Le captage et le traitement de potabilisation.

### 5.1 Le captage

Le captage (ou le prélèvement) d'eau peut s'effectuer dans les eaux de surface, les eaux souterraines ou dans une source. Tous ces points de prélèvement d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH) doivent être protégés vis-à-vis des risques de pollution provenant des activités exercés à proximité (Jestin, 2006).

Cette protection ayant fait l'objet d'un arrêté préfectoral de Déclaration d'Utilité Publique (DUP) par la mise en place de périmètres de protection des captages (PPC) utilisés pour l'alimentation en eau potable (AEP) (article L.1321-2 du CSP). On distingue trois types de périmètres : Le périmètre de protection immédiate (PPI), le périmètre de protection rapprochée (PPR) et le périmètre de protection éloignée (PPE) (Siges, 2020). Cependant, ces périmètres de protection ne s'adressent pas à la protection globale de la ressource captée mais uniquement les territoires de captages d'EDCH (Carré *et al.*, 2008).

Selon l'origine de la ressource d'eau captée, il existe divers types d'ouvrages de captage. On distingue généralement pour les eaux de sources (le captage direct des sources par une galerie. Pour les eaux souterraines (le captage des nappes peu profondes, soit verticalement par des puits, horizontalement par des drains ou par combinaison des deux procédés en utilisant des puits à drains rayonnants. Les captages des nappes profondes par des forages est un autre procédé. Les captages de l'eau sont également réalisés en rivière (en amont des agglomérations) soit par prise dans le fond du lit, ou par prise au milieu de la rivière, ou encore par prise sur la berge. Le dernier type de captage est réalisé en lac ou à partir d'un barrage (Bouziane, 2009).

### 5.2 Le traitement de potabilisation

L'eau prélevée dans le milieu naturel nécessite généralement un traitement pour devenir potable « propre à la consommation humaine » dans le but de respecter les normes de qualité de l'eau avant sa mise en distribution et que la qualité de la ressource ne répond pas toujours à ces normes (**Jestin, 2006**).

Les eaux qui peuvent être commercialisées et consommées sans traitement sont des eaux dites minérales ou de source. Cependant pour les eaux de source des traitements comme l'aération, la décantation et la filtration peuvent leur être appliqués. Les eaux à visée de potabilisation pour la consommation humaine sont des eaux dites 'brutes' principalement les eaux de surface et les eaux souterraines qui sont alors acheminées dans une usine de production d'eau potable avant d'être consommées (**Chelli et Djouhri, 2013**). Le traitement exige de connaître en détail les facteurs qui influencent la zone de captage, l'origine et les caractéristiques de l'eau brute, ainsi que les besoins en eau (**OFSP, 2010**).

#### 5.2.1 Traitement des eaux de surface

Les eaux de surface sont utilisées pour l'approvisionnement en eau potable, mais elles ne sont pas directement utilisables, car elles sont plus vulnérables à la contamination autant biologique que chimique. Par rapport aux eaux souterraines, la qualité de ces eaux brutes varie également dans le temps en fonction de la saison, de la météorologie, de l'activité biologique...etc. La potabilisation des eaux de surface se réalise couramment à travers trois grandes étapes : le prétraitement, la clarification et la désinfection. Chaque étape comprend un ou plusieurs procédés de traitement (**Frédéric, Khadim, et al., 2020**).

##### 5.2.1.1 Le prétraitement

Des prétraitements de l'eau de surface appelé aussi traitement physique doivent s'effectuer en premier lieu afin d'éliminer, par des procédés mécaniques, tous les composés ou les particules de grandes dimensions susceptibles de constituer une gêne pour les traitements ultérieurs. D'après **Frédéric et al., (2020)**, les principales formes de prétraitement sont **Le dégrillage** : qui retient les corps flottants volumineux, qui pourraient boucher les pompes et obstruer les canalisations (protéger les ouvrages aval). **Le tamisage** qui vise à éliminer les particules les plus fines (des feuilles, des herbes, des débris plastiques). En plus de ces deux principales étapes, il peut comporter aussi un dessablage; un déshuilage de surface et un débouillage (**Chelli et Djouhri, 2013**). **La pré-filtration** qui permet d'arrêter les particules supérieures à 200 µm. **Les filtres grossiers** qui retiennent les matières en suspension (MES) grâce à un lit filtrant composé de matériaux granulaires (utilisés pour le

prétraitement des eaux très turbidités). **La pré-décantation** qui consiste à laisser se déposer les matières en suspension MES (supérieur à 5g/Litres) en fond d'un réservoir sous l'effet de la pesanteur si les eaux à traiter sont fortement chargées par ces particules. **La pré-oxydation** qui est une opération essentielle à tout traitement des eaux lorsqu'elles contiennent une quantité importante de matières organiques, ou encore de l'ammoniaque, du fer ou du manganèse. Elle permet d'éliminer ces substances dans l'étape suivante (la clarification). **L'aération** permet d'améliorer les performances du traitement ultérieur. **L'oxydation chimique** qui utilise généralement les composés le chlore ( $\text{Cl}_2$ ) « pré-chloration », l'hypochlorite de sodium, le dioxyde de chlore, le permanganate de potassium, l'ozone « pré-ozonation » (Jestin, 2006).

### 5.2.1.2 La clarification

La clarification est une technique qui combine des procédés de coagulation-floculation, de décantation ou flottation et de filtration. Le but est l'élimination de façon plus poussée les matières en suspension, les matières colloïdales ainsi qu'une partie des matières dissoutes.

#### ➤ Coagulation-floculation

La coagulation s'effectue par l'introduction d'un coagulant, généralement un sel de Fer ou d'Aluminium, pour réduire les forces de répulsion électrostatique existant entre les particules qui se rassemblent alors en formant de petits agrégats.

La floculation intervient après l'étape de la coagulation pour accroître la taille des agrégats formés par l'ajout d'un flocculant minéral (Silice activée), un polymère naturel (alginate ou amidon) ou un polymère synthétique (à base d'acrylamide). Elle conduit à la formation d'amas appelés « Flocs » qui pourront ainsi décanter plus rapidement et être plus facilement retirés (Frédéric, Khadim *et al.*, 2020).

#### ➤ Décantation/flottation

Ces procédés ont pour objectif d'extraire les flocs formés dans l'étape précédente de la coagulation-floculation. La séparation de ces flocs se fait soit par le biais du processus de décantation, soit par celui de flottation.

La décantation doit être appliquée lorsque la densité des flocs est supérieure à celle de l'eau, dans ce cas les flocs se déposent au fond de la cuve sous l'effet de leur poids (gravité). La flottation est l'inverse de la décantation, elle est appliquée lorsque la densité des flocs est inférieure à celle de l'eau et consiste à faire remonter les flocs en utilisant de l'air sous pression (Frédéric, Khadim *et al.*, 2020).

### ➤ Filtration

La filtration a pour but de retenir les matières en suspensions (MES) non éliminées dans le décanteur, en faisant circuler à travers un milieu poreux qui le plus souvent du sable.

Il y a deux types de filtration : **La filtration rapide** qui est la technique la plus répandue dans une filière moderne de potabilisation. Elle est d'autant plus efficace que la filtration lente qui nécessite une couche de sable très fin. **La filtration lente** qui correspond à un traitement extensif permettant de traiter l'eau par voie biologique d'où la notion de « filtration biologique ». En plus de ces procédés de la clarification, les boues issues des décanteurs et des lavages de filtres contiennent beaucoup d'eau, elles doivent alors être traitées par différents procédés disponibles dans le 'traitement des boues' (Jestin, 2006).

#### 5.2.1.3 La désinfection

La désinfection est la dernière étape de traitement qui sert à éliminer les micro-organismes pathogènes, bactéries, virus, et parasites ainsi que la majorité des germes banaux moins résistants. C'est une post-oxydation car elle est assurée par des oxydants chimiques tels que : Le chlore (chloration), le dioxyde de chlore et l'ozone (ozonation) (Hernandez De León, 2006). Elle peut également être mise en œuvre par deux autres techniques, ne faisant pas appel à des oxydants chimiques : Les rayonnements ultra-violetts (UV) et les membranes de filtration (Jestin, 2006).

#### 5.2.2 Traitement des eaux souterraines

Les eaux souterraines constituent la principale source d'AEP et leur qualité naturelle répond généralement aux exigences réglementaires. Cependant, certaines d'entre elles présentent naturellement des teneurs excessives en certains éléments (Fer, Manganèse, turbidité) et doivent subir un traitement avant mise en distribution. Les principales étapes de potabilisation des eaux souterraines sont présentées ci-dessous :

##### 5.2.2.1 La désinfection

Le principe de la désinfection des eaux souterraines et les procédés mis en œuvre sont rigoureusement les mêmes que pour les eaux de surface.

##### 5.2.2.2 La déferisation et /ou démanganisation

L'élimination du fer et du manganèse naturellement dissous dans l'eau s'effectue par le traitement de déferisation et de démanganisation respectivement, pour éviter une mauvaise qualité organoleptique de l'eau potable (goût métallique, couleur rouille (Fer) ou noire (Manganèse)). Ainsi que les risques de bouchage ou de corrosion des canalisations du réseau.

Deux types de traitement peuvent être mis en œuvre par l'oxydation physico-chimique ou par l'oxydation biologique.

### **5.2.2.3 Le traitement de turbidité**

Ce traitement a pour objectif de retirer les MES, les colloïdes et les germes contenues dans les eaux turbides par : Clarification complète ou coagulation sur filtre ou au moyen de membranes de filtration.

### **5.2.2.4 L'élimination de l'ammoniaque**

La présence de l'ammoniaque dans les eaux souterraines donne lieu à l'apparition de mauvais goût. Cette étape est nécessaire pour éviter une dégradation de l'eau dans les réseaux de distribution, elle peut être réalisée par deux voies : La chloration au point critique ou break-point (**Tracol, 2003**) ou par la nitrification biologique.

### **5.2.2.5 L'élimination des Nitrates**

Ce traitement devient nécessaire lorsque la concentration des nitrates dans les eaux souterraines dépasse 50 mg/L (raison réglementaire et sanitaire). Leur élimination fait appelle à deux principaux types de traitement : La dénitratation par résine échangeuse d'ions (traitement physicochimique) ou par la dénitrification biologique.

### **5.2.2.6 La neutralisation**

Ce type de traitement consiste à corriger l'agressivité de certaines eaux, principalement les eaux peu minéralisées présentes dans les massifs anciens, en éliminant ou en neutralisant le gaz carbonique qu'elle contient en excès. Pour cela on réalise les trois principaux techniques :

- L'élimination physique du gaz carbonique par aération ouverte.
- La neutralisation par injection d'un réactif alcalin.
- La filtration sur produit alcalino-terreux.

### **5.2.2.7 L'adoucissement et la décarbonatation**

Cette étape vise à diminuer l'entartrage des canalisations et des appareils ménagers en éliminant le calcium de l'eau (**Jestin, 2006**). La figure 1 représente les différentes étapes de la production d'eau potable.



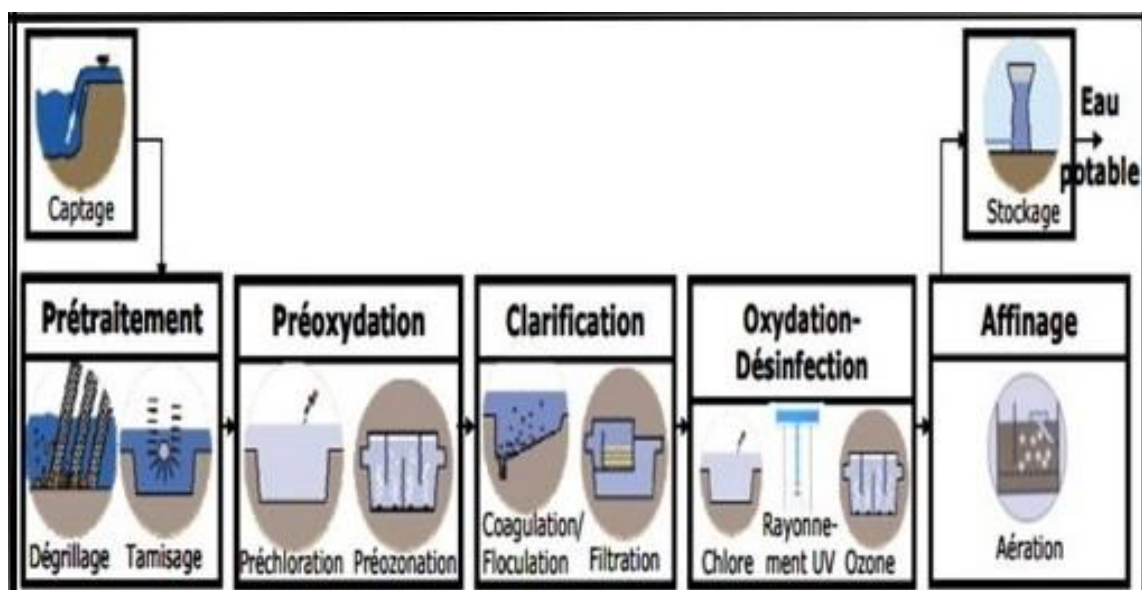


Figure 1 : Station de production d'eau potable (Hernandez De León, 2006).

## 6 Stockage de l'eau

Après le captage et le traitement de potabilisation, l'eau est stockée dans des réservoirs, des châteaux d'eau ou des citernes avant d'être distribuée à la consommation humaine grâce à un réseau de conduites d'adduction qui achemine l'eau jusqu'à ces ouvrages de stockages.

En fonction des types d'habitats et des moyens des ménages on peut recenser pratiquement tous les types de stockages d'eau. Ces types de stockage peuvent coexister ensemble et sont forcément dépendants du type de construction, immeubles propriété par étage ou locatifs, maisons individuelles (Chouaki, 2008).

### 6.1 Réservoirs

Les réservoirs sont des ouvrages hydrauliques qui servent à stocker temporairement l'eau potable en attendant sa distribution. Ils représentent généralement le plus gros investissement d'un système domestique de collecte des eaux. Leur principal rôle est d'emmagasiner l'eau lorsque la consommation est inférieure à la production et de la restituer lorsqu'elle en devient supérieure. Ils permettent essentiellement de réguler la pression et le débit entre la phase de production et la phase de consommation. La figure 2 représente un type de réservoir d'eau potable.



**Figure 2 :** Réservoir d'eau potable en béton armé semi-enterré (Sahara Développement).

Les fonctions générales assurées par les réservoirs d'eau potable sont multiples et de nature à la fois technique et économique (Mohamdi, 2012). Les réservoirs peuvent être classés selon le matériau de construction (Réservoir métallique, Réservoir en maçonnerie, Réservoir en béton armé). Selon la forme géométrique (Réservoir rectangulaire ou carré, réservoir cylindrique, réservoir conique, réservoir quelconque). Ou alors selon l'emplacement au sol (Réservoir enterré, réservoir semi enterré, réservoir surélevé ou sur tour comme les châteaux d'eau).

### 6.2 Châteaux d'eau

Le château d'eau ou le réservoir surélevé (réservoir sur tour) est une réserve d'eau située en hauteur à l'intérieur d'une construction en forme de cylindre et généralement construit sur un terrain surélevé par rapport aux habitations. Comme l'a été représenté dans la figure 3.



**Figure 3 :** Château d'eau surélevé (Wikipédia).

C'est un lien indispensable entre le débit demandé par les abonnés et le débit fourni par la station de pompage, permettant de distribuer l'eau à une pression suffisante sans avoir besoin de pompes. Le Château est indispensable pour assurer une réserve qui constitue une sécurité d'approvisionnement, en cas de problème de réseau ou d'incendie. Il maintient une pression constante sur le réseau même en cas de panne d'électricité. Il est destiné à assurer aux heures de pointe les débits maximums demandés et régulariser la pression dans le réseau de distribution et maintient l'eau à l'abri et la préserver contre les changements climatiques (vent, température, poussière,...). Trois types de châteaux d'eau sont connus. Il s'agit de châteaux en béton armé, en résine de polyester ou en métal. Selon la forme géométrique, on peut avoir des châteaux cubiques, cylindriques ou coniques.

### 6.3 Citernes

Les citernes sont des réservoirs fermés destinés au stockage temporaire d'eau. Elles peuvent être utilisées dans un milieu rural où il y a généralement la place d'installer de gros volumes de stockages, mais aussi en ville où l'importante superficie des toitures constitue un moyen privilégié de récupération des eaux. Il existe deux types de citernes selon leur position par rapport au sol.

#### 6.3.1 Citerne enterrée

Elle est enfouie dans le sol de site de consommation et possède un avantage esthétique non négligeable. Elle permet de profiter pleinement de l'environnement de l'habitation car elle est quasiment invisible, seul un capot émerge de la pelouse. La figure 4 montre un exemple d'une citerne sous-sol.



**Figure 4 : Citerne enterrée en polyéthylène (Système D).**

#### 6.3.2 Citerne aérienne

Une citerne aérienne ou hors sol (figure 5) ; est placée à l'extérieur de l'habitation sur une surface plane fixée par deux dalles en béton ou des palettes fournies par le fournisseur.



**Figure 5 : Citerne aérienne (Pluton Energie SARL).**

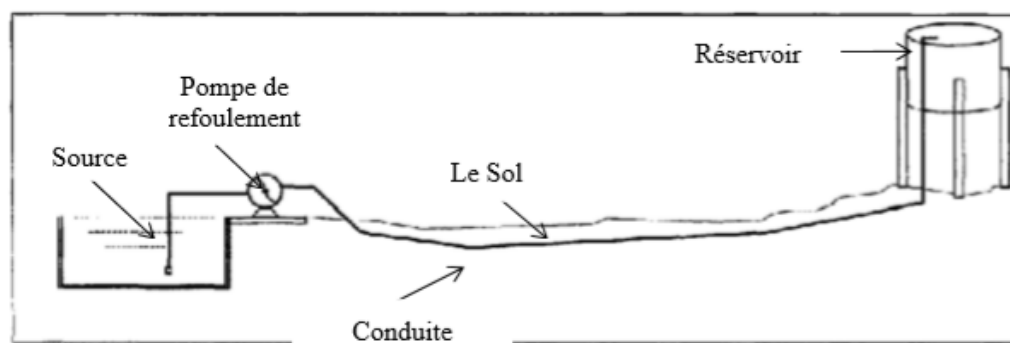
Ces citernes sont soit en polyéthylène (enterrée ou aérienne), en béton, en acier, en polyester, en plastique ou maçonnées sur site.

### 7 Adduction

L'eau potable est transportée à partir d'une source d'alimentation (puits, forage, barrage,...) vers les réservoirs de stockage ou directement vers le réseau de distribution à l'aide d'une adduction (Briki, 2019). Selon la position de la source d'eau, il existe trois types d'adduction (Hamadou et Negmoura, 2016).

#### 7.1 Adduction de refoulement

Le captage se situe à un niveau inférieur de celui du réservoir d'accumulation. Les eaux du captage sont relevées par une station de pompage dans cette conduite de refoulement. La figure 6 ci-dessous illustre un schéma d'une adduction par refoulement.



**Figure 6 : Schéma d'une adduction par refoulement (Bensaada et Benouna, 2014).**

#### 7.2 Adduction gravitaire

Le point de captage se situe à une altitude supérieure à celle du réservoir de desserte de l'agglomération. Les types d'adduction gravitaire (voir figure 7) sont soit à surface libre (pas en charge) ou en charge (qui sont les plus rencontrés).

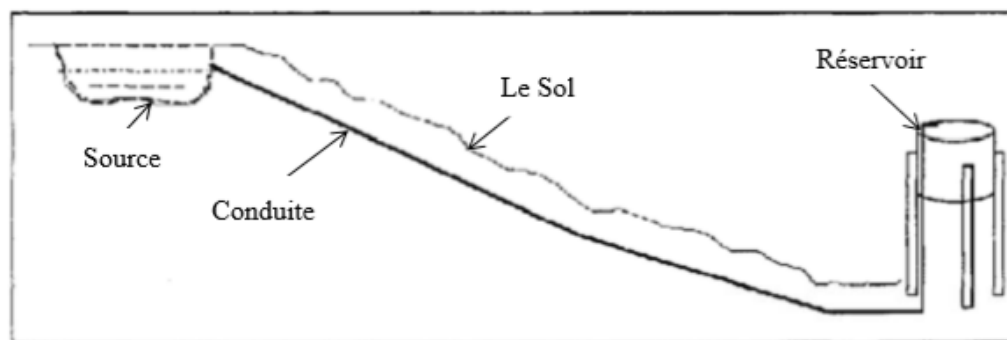


Figure 7 : Schéma d'une adduction par gravitaire (Bensaada et Benouna, 2014).

### 7.3 Adduction mixte

C'est une adduction où la conduite par refoulement se transforme en conduite gravitaire ou l'inverse. Le relais entre les deux types de conduite (voir figure 8) ; est assuré par un réservoir appelé réservoir tampon.

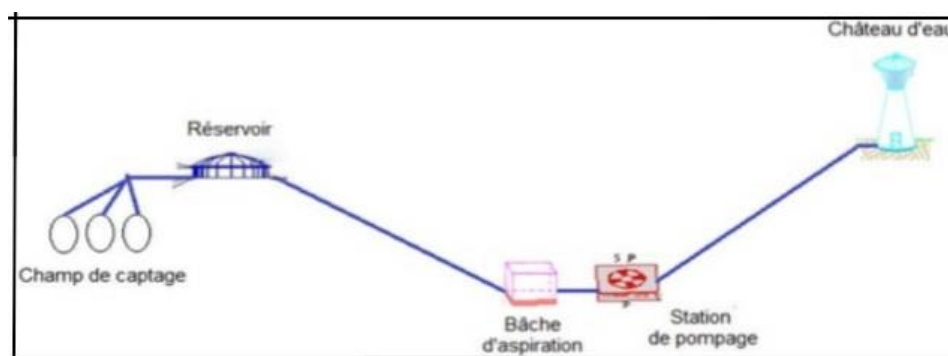


Figure 8 : Schéma simplifié de l'adduction mixte (Bensaada et Benouna, 2014).

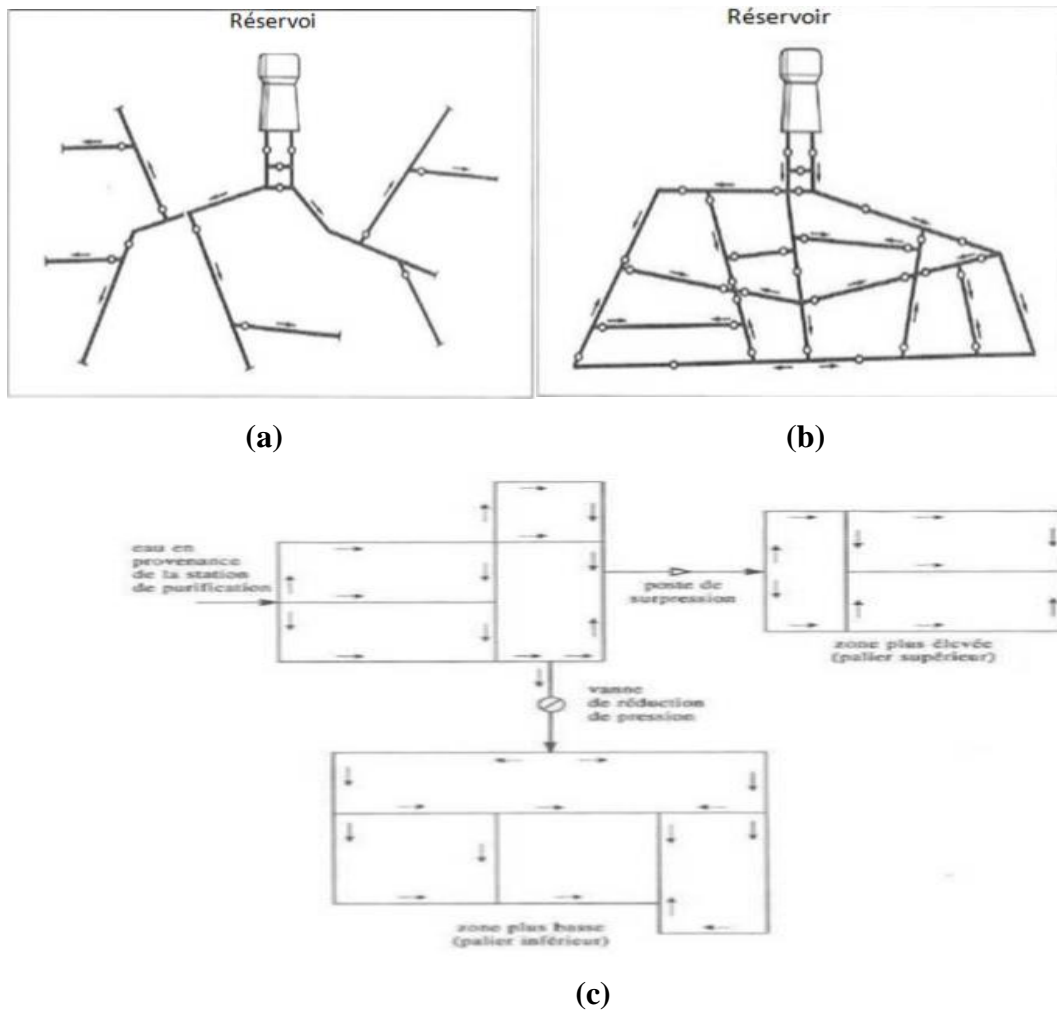
## 8 Distribution

L'eau potable est distribuée sous pression par des canalisations souterraines, en générale sous la voie publique, sur lequel raccordent les branchements d'alimentations des immeubles (Hamadou et Negmoura, 2016). Elle est envoyée à partir de l'usine de leur production jusqu'au réservoir d'eau, puis de ce dernier jusqu'aux robinets des abonnés.

### 8.1 Réseaux de distribution

La distribution se fait au moyen des réseaux de conduites partant de points de stockage (réservoirs) et allant vers les zones d'habitation et les zones industrielles. Par conséquent, les conduites doivent être présentées un diamètre suffisant pour assurer le débit maximal afin de satisfaire tous les besoins en eau des consommateurs. Ces réseaux peuvent être de différents types suivant la structure et l'importance de l'agglomération (Djaidja et Ahmed Mili, 2018), dont les plus utilisés sont : Les réseaux ramifiés (a), les réseaux maillés (b), les réseaux

mixtes ou combinés et les réseaux étagés (c). La figure 9 représente des schémas simplifiés de différents types de réseaux de distribution.



**Figure 9** : Schéma de Réseaux de distribution : (a) Les réseaux ramifiés,(b) les réseaux maillés,(c) les réseaux étagés (Saleh, 2016).

### 8.2 Distribution d'eau potable par Camion-Citerne :

Les camions citernes sont d'autre moyen de distribution d'eau potable à des personnes qui vivent dans des régions isolées ou pendant d'une crise. Les distributions d'eau par camion-citerne peuvent être gérées en interne ou sous-traitées. Dans tous les cas, une bonne planification et supervision permettront aux opérations de se dérouler sans incident. Les camions citernes doivent être en acier inoxydable ou un autre type de matériau adapté au stockage de l'eau de boisson (Figure 10). La citerne doit avoir un point d'accès assez large pour qu'une personne puisse y pénétrer pour le nettoyage de la cuve. Cet accès doit être équipé d'un couvercle anti poussière et d'un verrou. Il faut également un évier équipé d'un



filtre pour empêcher la poussière, les insectes, les oiseaux et autres nuisibles de pénétrer dans le réservoir (Reed et Chatterton, 2013).



**Figure 10 :** Camion-Citerne d'eau potable(OMTTortona).

### 9 Qualité de l'eau potable

Les exigences de qualité d'eau est différent selon l'usage, soit destinée à la production d'eau potable ou bien d'autres. Cette qualité donc est directement liée à la santé humaine à cause de la présence des risques de contamination existent à chaque étape de parcours de l'eau (Baziz, 2008). Pour être consommée, l'eau doit répondre à des critères de la qualité très stricte fixée par des organisations spéciales (ministère de la santé et le conseil supérieur du secteur d'hygiène publique et aussi l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Il existe nombreuses critères qui donner des normes variés suivant la législation en vigueur pour une eau propre à la consommation ; qui sont décidés selon de précaution optimale qui permet de protéger la santé des personnes les plus vulnérables. Ces normes sont publiées périodiquement dans le journal officiel (Manceur et Djaballah, 2016). D'après Soudani, 2016, les qualités requises les plus suivis sont d'ordres organoleptiques et radiologiques, physico-chimiques, toxicologiques et microbiologiques.

#### 9.1 Qualité organoleptique

Les paramètres organoleptiques de l'eau font référence à la sensation, bonne ou mauvaise, que le consommateur peut ressentir immédiatement après buvant de l'eau ; ces paramètres concernant de : la couleur, l'odeur, la saveur et la turbidité. Les facteurs organoleptiques constituent souvent les facteurs d'alerte pour une pollution sans présenter à coup sûr un risque pour la santé (Mostefaoui et Toutaoui, 2018).

### 9.1.1 La couleur

L'eau potable doit être claire et incolore. Le changement de la couleur d'une eau potable peut être considéré comme le premier signe d'un problème de qualité. La coloration de l'eau peut être causée par la présence de minéraux naturels tels que le Fer et le Manganèse. Ou d'une conséquence du phénomène d'eutrophisation (les algues, les protozoaires), les produits de dégradation des végétaux comme l'humus et les tanins, ainsi que les composés organiques et inorganiques des effluents industriels et du ruissellement des terres agricoles (**Québec, 2019**).

Selon **Orelien, 2017**, la coloration d'une eau est due aux substances dissoutes et/ou aux substances en suspension ; donc, lorsque la coloration est due uniquement à la présence de substances dissoutes, la couleur est dite vraie. D'autre part, s'il y a d'autres substances en suspension dans l'eau, cela lui donnera une couleur apparente à cause de leur propre coloration. Quand le teneur en ces substances est faible, les couleurs apparente et vraie sont relativement la même dans une eau claire (**Rodier et al., 2009**). L'intensité relative d'une couleur est analysée à l'aide d'une échelle arbitraire composée d'unités de couleur vraie (UCV) ou selon une échelle de Platino-Cobalt (unités Pt-Co) (**Chelli et Djouhri, 2013**). Concernant l'eau potable, le degré de couleur maximale acceptable est de 15 mg/l de Platine Cobalt (UCV) d'ailleurs que, tout dépassement de cette valeur est une indication de pollution (**Sari, 2014 ; Manceur et Djaballah, 2016**). Cependant, la limpidité (ou la transparence) de l'eau ne garantit pas l'absence des germes pathogènes.

### 9.1.2 Le goût et la saveur

Le goût de l'eau est la sensation qui résulte de l'interaction entre la salive et les substances dissoutes dans l'eau telle que la perçoivent les bourgeons du goût logés dans la bouche, alors que la saveur est la qualité de ces sensations (**Gassambe, 2012**). Toute eau possède une certaine saveur et goût qui lui est propre et qui est due aux sels et aux gaz dissous. D'après **Proulx et al., 2010**, les humains peuvent percevoir quatre goûts de base: sucré, salé, acide et amer. Les goûts salés et aigres sont principalement causés par des molécules ioniques, tandis que les goûts sucrés et amers sont généralement attribuables à des molécules organiques. Par exemple, si l'eau renferme une trop grande quantité de chlore, l'eau aura une saveur saumâtre, si elle contient une forte quantité de sels de magnésium, l'eau aura un goût aimé (**Haboul et Touati, 2019**).



### 9.1.3 L'odeur

L'odeur est définie, selon **Rodier et al., 2009**, comme l'ensemble des sensations perçues par l'organe olfactif (le nez) en aspirant certaines substances volatiles. L'eau destinée à la consommation humaine, doit être inodore. Quand l'eau comporte une odeur, c'est un signe de pollution ou de présence de matières organiques en décomposition, ce qui est trop dangereux pour la santé des consommateurs (**Orelien, 2017**). Les sens du goût et de l'odorat sont simultanément excités et il est extrêmement difficile de les distinguer l'un de l'autre, sont subjectives et il n'existe aucun appareil pour les mesurer (**Gassambe, 2012**).

### 9.2 Qualité radiologique

L'origine de la radioactivité naturelle dans les eaux est due à la présence de radionucléides; alors qu'il dépend de la nature géologique des terrains qu'elles traversent, du temps de contact (âge de l'eau), de la température, de la solubilité des radioéléments rencontrés...etc. Ainsi, les eaux souterraines des régions granitiques présentent parfois une radioactivité naturelle élevée. Des eaux superficielles ayant pour réservoir des roches anciennes ou beaucoup plus récentes, peuvent aussi présenter une radioactivité importante. Elles sont, pour la plupart, radioactives naturellement car elles contiennent du potassium naturel à l'état dissous (**Boman, 2016**). Les radionucléides naturels ou artificiels sont les principaux indicateurs pour évaluer la qualité radiologique des eaux. L'arrêté ministériel du 11 janvier 2007 (France), précise et fixe les 4 indicateurs de la qualité radiologique des eaux de boisson ainsi que des valeurs guides et des références de qualité qui sont illustrés montrés dans le tableau ci-dessous.

**Tableau 1 : Qualité radiologies des eaux de boisson (Selon L'arrêté ministériel du 11 janvier 2007 'France').**

Paramètre	Indication de	Valeur guide	Référence de qualité
L'activité alpha globale	présence de radionucléides émetteurs alpha	<b>0,1 Bq/L</b>	
l'activité bêta globale résiduelle	présence de radionucléides émetteur bêta	<b>1 Bq/L</b>	
le tritium	radioactivité issue d'activités anthropiques		<b>100 Bq/L.</b>
La Dose Totale Indicative (DTI)	représente la dose efficace résultant de l'ingestion de radionucléides présents dans l'eau durant une année de consommation		<b>0,1 mSv/an</b>

(Becquerel par litre (Bq/L) ; MilliSievert (mSv) par an (mSv/an) ; Les valeurs des trois premiers indicateurs sont issues d'analyses de laboratoire échantillons d'eau ; La DTI est obtenue par calcul).

### 9.3 Qualité physico-chimique

Elles se basent sur des paramètres qualitatifs relativement faciles à déterminer et qui joue un rôle déterminant pour la consommation d'une eau donnée. Parmi ces paramètres on distingue :

#### 9.3.1 La température

La température de l'eau est un facteur important dans la production biologique. Ceci vient du fait qu'elle affecte sur la densité, la viscosité et la solubilité de gaz dans l'eau (notamment celle de l'oxygène) et la dissociation des sels dissous. Cela influe aussi sur la conductibilité électrique, le pH et sur la vitesse des réactions chimiques et biochimiques. Elle influence la multiplication et le métabolisme des microorganismes. Par ailleurs, elle également influence la solubilité de l'oxygène du milieu récepteur, donc son pouvoir auto-épuration (**Ayachi et Yamoun, 2019**). La température élevée favorise la croissance des microorganismes et peut accentuer des problèmes de goûts et odeurs désagréables. De plus, accélère la corrosion et l'augmentation de couleur et de la turbidité (**Benchaabane, 2018**). Elle favorise aussi l'auto-épuration et accroît la vitesse de sédimentation (**Gassambe, 2012**). La température basse inférieure à 10°C, ralentit les réactions chimiques dans les différents traitements des eaux ; qui diminue l'efficacité du traitement de désinfection, augmente la viscosité de l'eau et diminue la vitesse de la sédimentation et de la filtration (**Benchaabane, 2018**). En générale, la température de l'eau dans l'environnement se mesure à l'aide d'un appareil multi-paramètres (T, pH, conductivité) dont il suffit de plonger l'extrémité (**Cpepesc, 2004**). Pour l'eau potable, la température acceptable est varier entre 8 et 15 °C, que l'eau doit être rafraîchissante (**Soudani, 2016**).

#### 9.3.2 La turbidité

La turbidité est définie comme étant l'inverse de la limpidité ou de la transparence. D'après **Orelien, 2017**, la turbidité est un paramètre efficace de contrôle de qualité de l'eau. Elle varie en fonction de la présence de matériaux solides en suspension qui troublent l'eau. Comme les composés colloïdaux (argiles, débris de roche: limon, grains de silice, sable, ou par les micro-organismes, les algues les planctons ou la matière organique tel acides humiques et plein d'autres substances comme le Zinc, le Fer, le Manganèse...etc. Ces antités

forment parfois d'importants dépôts dans les canalisations et les réservoirs (**Cpepesc, 2004 ; Saadi et Mechache, 2018**).

Une turbidité élevée peut constituer un risque pour la santé. Elle peut permettre aux micro-organismes de se fixer sur les particules en suspension et stimuler la croissance de ces germes dans les réseaux (**Manceur et Djaballah, 2016**). De plus, elle agit sur l'efficacité des processus de traitement et de désinfection (**Orelien, 2017**). Concernant la mesure, **Ghazali et Zaid, 2013** recommandent d'effectuer les mesures de la turbidité aussi rapidement que possible après prélèvement (sur le terrain). Sinon l'échantillon doit être conservé à l'obscurité pendant un maximum de 24h, pour éviter toute des modifications irréversibles. Elle est mesurée à l'aide d'un turbidimètre et s'exprime en Nephelometric Turbidity Unit (NTU). D'après les normes, la turbidité maximale acceptable par les consommateurs est de 5 NTU (car elle est alors perceptible) et l'objectif est égal ou inférieur à 1. Les eaux convenablement filtrées et désinfectées ont des turbidités inférieures à 0,5 NTU (**Maiga, 2005**). Comme l'illustre le tableau ci-dessous, les classes de turbidités usuelles pour les eaux sont les suivantes :

**Tableau 2 :** Qualité des eaux en fonction de la turbidité (**Cpepesc, 2004**).

Turbidité	Qualité de l'eau
NTU < 5	Eau claire (incolore)
5 < NTU < 30	Eau légèrement trouble
NTU > 50	Eau trouble (colorée)

### 9.3.3 Potentiel d'hydrogène

Le pH est un paramètre très important permettant de connaître l'acidité, la basicité ou la neutralité de l'eau par la mesure de sa concentration en ion  $H^+$  et exprimé par la relation :  $pH = -\log [H_3O^+]$  (**Belhadj et Yahia –Dahmana, 2018**). Ce paramètre conditionné un grand nombre d'équilibres physico-chimiques, et dépend de facteurs multiples, dont la dureté, l'alcalinité et la température (**Mostefaoui et Toutaoui, 2018**). D'après **Durand, 2016**, le pH à un impact direct sur le gout d'eau et l'efficacité des procédés de traitement (coloration, coagulation...etc.) et aussi sur le potentiel de corrosion de plusieurs métaux et entartrage des canalisations. Des pH faibles c'est-à-dire inférieur à 7 (eaux acides) : augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique comme le Plomb et le Cuivre lié à la corrosion du ciment ou des métaux des canalisations. Des pH élevés c'est-à-dire supérieur à 7 (eaux alcalins) conduisent à des dépôts de tartre dans les circuits de

distributions et augment aussi les concentrations d'ammoniac toxique. Au-dessus de pH= 8, il y a une diminution progressive de l'efficacité de la décontamination bactérienne par le chlore de raison du phénomène de « break point » (**Haboul et Touati, 2019**). Pour les mesures de pH, plusieurs méthodes peuvent être utilisées : papiers réactifs 'bandelettes test', méthode colorimétrique ou pH-mètres (**Zenati et Boukabour, 2019**).

Les législations Algériennes et Européennes précisent pour l'EDCH un pH moyennement neutre comme niveau guide  $6,5 < \text{pH} < 8,5$  indique que l'eau est bonne (tableau 3) (**Manceur et Djaballah, 2016**).

**Tableau 3** : Grille normative concernant le pH pour estimer la qualité de l'eau en Algérie.

pH	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	>6, - <9	>5, - <9
Qualité de l'eau	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très mauvaise

### 9.3.4 Conductivité électrique

La mesure de conductivité électrique détermine la teneur globale des sels minéraux dissous présent dans l'eau. Ainsi, la capacité de à conduire le courant électrique entre deux électrodes. Elle est servant liée à la concentration des ions dissous. Dans les eaux douces la conductivité électrique est basse et dans les eaux dures elle est élevée. Elle est également en fonction de la température de l'eau, et proportionnelle à la minéralisation (**Rodier et al., 2009**). Cette conductivité électrique est mesurée en micro-Siemens par centimètre ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) par le Conductimètre mais est généralement exprimée par son inverse qui est la résistivité électrique exprimée en Ohm.cm (**Benmoussa, 2018**). Les directives du conseil des communautés Européennes et Québec, (le Guide de conception des installations de production des eaux potables) relative à la qualité de l'EDCH indiquent une valeur maximale admissible de  $1500\mu\text{S}/\text{cm}$  à  $2500 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Le dépassement de ces valeurs peut entraîner des problèmes de goût, d'odeurs et de corrosion dans le réseau et poser des problèmes sanitaires un peu dangereux (**Durand, 2016**).

### 9.3.5 L'oxygène dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques (**Benmoussa, 2018**). Ainsi, toute baisse de leur teneur peut être interprétée comme l'un des signes de croissance (**Gueddoudj et Benouaret, 2003**). Il est également considéré comme l'un des paramètres les plus sensibles à la pollution de l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité (**Ayachi et Yamoun,**

2019). La solubilité de l'oxygène dissous dépend de plusieurs facteurs différents : la température, la pression atmosphérique et la force ionique du milieu et aussi en fonction de l'origine de l'eau; les eaux superficielles contiennent des quantités relativement importantes proches de la saturation et les eaux profondes n'en contiennent souvent que quelques milligrammes par litre (Belhadj et Yahia –Dahmana, 2018). La teneur en oxygène dissous peut être mesurée par méthode électrochimique grâce à un oxymètre ou par une méthode colorimétrique (utilisant des réactifs chimiques) : « la méthode de Winkler » (Cpepsc. 2004).

Selon De Villers *et al.*, 2005, la concentration en oxygène dissous peut être exprimée en mg d'oxygène par litre ou en % de saturation en oxygène. Il varie avec la température comme illustré dans le tableau ci-dessous :

**Tableau 4** : Solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température (Cpepsc.2004).

Température °C	Saturation (mg d'O <sub>2</sub> dissous /l)
0°C	14,16
5°C	12,37
10°C	10,92
15°C	9,76
20°C	8,84
25°C	8,11

### 9.3.6 Matière en suspension

Les matières en suspension MES comprennent toutes les substances minérales et/ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. Elles incluent toutes les petites particules, qu'elles soient de leur origine. La teneur et la composition de ces MES dans les eaux sont très variables selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières influencent la transparence de l'eau (turbidité de l'eau) et diminuent la pénétration de la lumière, elles peuvent également réduire la teneur en oxygène dissous et nuisent au développement de la vie aquatique. Ils sont exprimés en mg/litre (De Villers *et al.*, 2005).

### 9.3.7 Résidu Sec

Les résidus secs obtenus par évaporation d'eau, représentent sa minéralisation totale c'est-à-dire la teneur en matières dissoutes et en suspension, non volatiles (Saadi et Mechache, 2018). Une eau dont la teneur en résidu sec est extrêmement faible peut être inacceptable à la consommation en raison de son goût plat et insipide (Sari, 2014). La potabilité des eaux en fonction des résidus secs recommandée par OMS est de 1000 mg/l,

quand celui-ci est extrait à 180°C; cependant, cette teneur peut varier de moins de 100 mg/l (eaux provenant de massifs cristallins) à plus de 1000 mg/l (**Saadi et Mechache, 2018**). Le tableau ci-dessous montre la potabilité de l'eau en fonction de la concentration des résidus secs.

**Tableau 5** : La potabilité en fonction des résidus secs (**Rodier, 2005**).

Résidu sec (mg/L)	Potabilité
RS < 500	Bonne
500 < RS < 1000	Passable
3000 < RS < 4000	Mauvaise

### 9.3.8 La dureté ou Titre hydrométrique

La dureté ou titre hydrométrique de l'eau est en général un indicateur de la minéralisation. Elle correspond à la somme des concentrations en cations alcalino-terreux (les ions positifs) : Calcium, Magnésium, Aluminium, Fer, Manganèse, Baryum...etc., excepté les monovalents ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$  ... etc). Et dans la plupart des cas, la dureté est due aux ions calcium ( $\text{Ca}^{+2}$ ) et magnésium ( $\text{Mg}^{+2}$ ) (**Benmoussa, 2018**). D'après **Hamel, 2013** :

- La dureté totale ou titre hydrométrique  $\text{TH}^\circ$  correspond à la somme des concentrations calcique [ $\text{Ca}^{+2}$ ] et magnésienne [ $\text{Mg}^{+2}$ ];
- La dureté calcique qui correspond à la teneur globale en sels de calcium;
- La dureté magnésienne qui correspond à la teneur globale en sels de magnésium;
- La dureté carbonatée ( $\text{CO}_3^{-2}$ ) correspond à la teneur en hydrogénocarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ) et carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) et de magnésium ( $\text{MgCO}_3$ ).

D'après **De Villers et al., 2005**, la dureté se mesure en mg de  $\text{CaCO}_3$  par litre et aussi très souvent donnée en degrés Français ( $^\circ\text{f}$  ou  $^\circ\text{fH}$ ) sur une échelle de 0 à 40. [ $1^\circ\text{f} = 4\text{mg/litre}$  de calcium ou  $2,4\text{mg/litre}$  de magnésium] (**Cpepesc.2004**). Une eau dite dure si son TH est  $>$  à  $15^\circ\text{f}$ . Une eau trop dure présente des inconvénients sur les matériaux d'entartrage des canalisations, des appareils et un usage plus important de détergents pour le lavage. Et aussi désagréable pour la peau et modifie le goût des aliments. Une eau dite douce si son TH est  $<$  à  $15^\circ\text{f}$ . Une eau trop douce sera dite « agressive » parce que corrosive pour les conduites et contribue à la dégradation de la qualité de l'eau à la suite de la dissolution de métaux lourds tels que le plomb, le cuivre, fer etc. qui sont susceptibles de provoquer des inconvénients sur la santé. Le Code de l'eau limite à  $15^\circ\text{f}$ , soit  $150\text{ mg/l}$  de  $\text{CaCO}_3$ , la dureté minimale d'une eau adoucie artificiellement. En ce qui concerne l'eau potable, il n'y a pas d'une valeur limite; mais

certaines consommateurs peuvent tolérer une dureté d'environ 500 mg/l (**Orelien, 2017**). En fonction de leur dureté totale, les eaux peuvent être classées suivant les indicateurs du tableau suivant :

**Tableau 6 : Classification des eaux en fonction de leur dureté (Berne et Cordonnier, 1991).**

TH en degrés français (°f)	Spécificité de l'eau
0 à 6	Eau très douce
6 à 15	Eau douce
15 à 30	moyennement dure
> à 30	Eau très dure

### 9.3.9 Alcalinité

D'après **Rodier et al., 2009** l'alcalinité de l'eau appelée aussi titre alcalimétrique est liée à son contenu en caractère alcalin, c'est-à-dire à la présence de bases et de sels d'acides faibles. Dans les eaux naturelles, l'alcalinité résulte le plus généralement de la présence d'hydrogencarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ), carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et hydroxydes ( $\text{OH}^-$ ). D'autres sels d'acides faibles peuvent aussi être dosés et interfèrent dans la mesure : acides humiques, phosphates, citrates, tartrate (**Berne et Cordonnier, 1991**).

Définissent en chimie des eaux deux titres alcalimétriques :

- Titre alcalimétrique simple (TA) =  $(\text{OH}^-) + \frac{1}{2} (\text{CO}_3^{2-})$ .
- Titre alcalimétrique complet (TAC) =  $(\text{OH}^-) + (\text{CO}_3^{2-})$ .

L'unité utilisée est le degré français ( $1^\circ\text{f} = 10 \text{ mg/l de CaCO}_3 = 0,2 \text{ milliéquivalent-1}$ ), (**Rodier, et al., 2009**).

Par ailleurs, le gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ) présent dans le sol ou dans l'atmosphère est la principale source d'alcalinité dans les eaux souterraines ou les eaux de surface (**Orelien, 2017**). Toutefois, la présence d'anhydride carbonique donne une saveur agréable à l'eau. et ne présente aucun inconvénient pour la santé. De plus, il n'existe pas de normes relatives à l'alcalinité (**Soudani, 2016**).

## 10 Normes physico-chimiques de l'eau potable

Les normes visent à fournir aux consommateurs une eau qui ne constitue pas un risque pour la santé. Dans les recommandations, on propose également des objectifs esthétiques. Une eau de mauvaise qualité esthétique fait naître un doute sur sa salubrité dans l'esprit du consommateur. Une mauvaise qualité esthétique découle souvent d'une contamination chimique ou bactériologique (**Hamed et al., 2012**). Les différents paramètres

physicochimiques et recommandations de ces derniers sont représentés dans le tableau suivant :

**Tableau 7 : Normes OMS et algériennes des paramètres physico-chimiques pour l'eau potable (OMS. 2003).**

Substances	Unités	Normes OMS	Normes Algériennes
Turbidité	NTU	<2,5	<5
Température	C°	<25	<25
TA	mg/l	<15	<5
TAC	mg/l	<15	/
Calcium	mg/l	<270	<200
Magnésium	mg/l	<50	<150
Chlorure	mg/l	<250	<500
Concentration en ions hydrogène	pH	≥ 6,5 et ≤ 9,5	≥ 6,5 et ≤ 9
Dureté	mg/l de CaCO <sub>3</sub>	<500	<500
Conductivité à 20°C	μS/cm	<2100	<2800
Ammonium	mg/l	<0,5	<0,5
Potassium	mg/l	<20	<12
Aluminium	mg/l	<0,2	<0,2
Cadmium	μg/l	<3	<3
Cuivre	mg/l	<2	<2
Oxygène dissous	O <sub>2</sub>	<6,5	Pas de valeur guide
Fluorure	mg/l	< 1,5 mg/l (jusqu'a10)	<1,5
Fer	mg/l	<0,3	<0,3
Manganèse	mg/l	<0,4	<0,05
Nitrate	mg/l	<50	<50
Nitrite	mg/l	<0,1	<0,1
Oxydabilité (O <sub>2</sub> en KMnO <sub>4</sub> )	mg/l O <sub>2</sub>	<5	<5
Sulfate	mg/l	<400	<400
Zinc	mg/l	<3	<5
Phosphate	mg/l	<0,5	<0,5
Cyanure	mg/l	<0,07	<0,07
Résidu sec	mg/l	<1500	<2000



### 11 Normes de la qualité bactériologique de l'eau potable

Les deux groupes de micro-organismes les plus utilisés comme indicateurs de contamination bactérienne sont les coliformes totaux et les coliformes fécaux, l'objectif visé est l'absence de coliforme dans 100 ml d'eau, mais si cet objectif n'est pas atteint le règlement sur l'eau potable a proposé les limites maximales suivantes : (**Hamed et al., 2012**).

**Tableau 8** : Normes et recommandation pour la qualité bactériologique de l'eau potable (**OMS. 2003**).

Paramètres bactériologiques	Unités	Recommandation (OMS)
Germes totaux	Germe/ml	100
Coliformes fécaux	Germe /100ml	0
Streptocoques fécaux	Germe /100ml	0
<i>Clostridium sulfito réducteurs</i>	Germe /20ml	0

### 12 Éléments influençant la détérioration de la qualité de l'eau durant sa distribution

Le réseau de distribution de l'eau potable est souvent décrit comme un véritable réacteur, où l'eau et son contenant (conduite, ...) sont le siège d'interactions physicochimiques et biologiques. Ces facteurs peuvent contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau (**Loiseau et Juery, 2002**).

#### ➤ Matériaux constituant les conduites

Les principaux matériaux utilisés pour des conduites d'eau potable sont :

- Matériaux ferreux : la fonte grise, la fonte ductile avec revêtement interne de mortier ; qui sont sujettes au phénomène de corrosion la paroi interne de la conduite sous certains condition d'eau (pH, alcalinité, dureté, concentration de l'oxygène dissous...) ;
- Conduites en béton : le ciment, l'amiante ciment ; ne sont pas sujettes aux problèmes de corrosion ;
- matériaux plastiques.

#### ➤ Épisodes d'eau rouge

Dans les milieux aqueux, le fer est converti en ion ferreux par la réaction de l'oxydation, provoquant la corrosion. Ce dernier peut se dissoudre dans l'eau ou se dépose sur les parois pour former un dépôt.

Le règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) au Québec émet une norme esthétique sur la concentration de fer en réseau à 0,3 mg/l. Cependant, les concentrations en fer total varient entre 2 et 6 mg/l.

### ➤ **Diamètre des conduites**

Le diamètre des conduites influence le potentiel de dégradation de la qualité de l'eau distribuée. En raison de la croissance du biofilm, le diamètre interne des conduites diminue, donc le ratio surface sur volume augmente. Ceci entraîne une augmentation de la surface de contact avec le chlore.

### ➤ **Temps de séjour**

Le temps de séjour dans un réseau de distribution c'est le temps que prend une goutte d'eau quittant l'usine de production d'eau pour se rendre au consommateur ou à un point d'échantillonnage. Un temps de séjour trop long peut entraîner une diminution de la concentration en chlore résiduel présent dans l'eau.

### ➤ **Age des conduites**

Le vieillissement des conduites de distribution c'est l'un des facteurs de risque important pour tout réseau de distribution.

### ➤ **Vitesse d'écoulement**

La vitesse d'écoulement de l'eau dans les conduites de distribution est un facteur pouvant influencer la qualité de l'eau potable. Parce qu'elle affecte le taux de croissance du biofilm.

En effet, une vitesse de distribution élevée, donc répartition parfaite du désinfectant sur toute la surface du tube et donc aucun dépôt de matière en suspension dans les conduits.

### ➤ **Formation des biofilms**

Les biofilms correspondent à des associations de microorganismes, qui sont généralement attachées à la surface de toutes sortes de matériaux, (**figure 11**), tels que : les métaux, les plastiques, les particules de sols...etc. Au niveau des réseaux de distribution d'eau potable, les biofilms se fixe sur les parois des canalisations; et consistent, le plus souvent, en une association de plusieurs espèces : bactéries, champignons, algues, protozoaires, contenues au sein de dépôts de débris particuliers et de produits de corrosion (**Gauthier, 2002**).

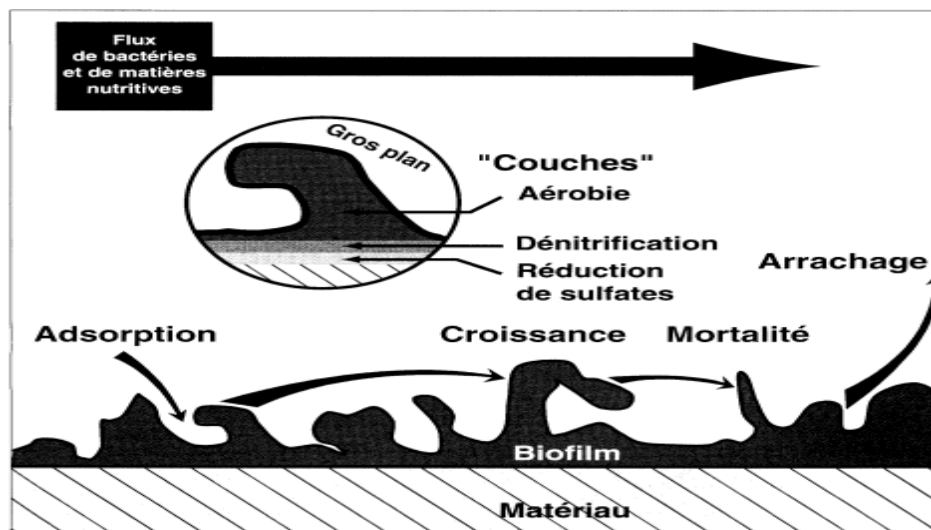


Figure 11 : Structure des biofilms dans les conduites (Loiseau et Juery, 2002).

Chapitre II: les  
actinobactéries retrouvés  
dans les eaux douces une  
source non négligeable  
d'antibiotiques

### 1 Actinobactéries de l'eau

Les actinobactéries sont un groupe complexe de bactéries présentes dans une grande variété d'environnements, sous forme de spores dormantes ou en croissance active. Ce sont des microorganismes ubiquitaires dont la grande majorité est d'origine tellurique et c'est à partir du sol que ces bactéries peuvent coloniser de nombreux biotopes.

Les actinobactéries se trouvent également dans de nombreux milieux aquatiques. Ils ont été isolés à partir des eaux douces à plusieurs reprises dans des travaux anciens et relativement récents (**Willoughby, 1969; Rowbotham et Cross, 1977; Niemi et al., 1982; Jiang et Xu, 1996; Terkina et al., 2002; Klausen et al., 2004**). Dans les systèmes d'eau douce, des actinomycètes ont été trouvés en association avec des cyanobactéries (**Sugiura et al., 1994**), avec des plantes aquatiques (**Raschke et al., 1975; Zaitlin et al., 2003**) et avec des moules zébrées (**Lange et Wittmeyer, 1997; Zaitlin et al., 2003**). Des actinomycètes ont également été trouvés en association avec des déchets végétaux terrestres tombés dans les cours d'eau (**Raschke et al., 1975; Makkar et Cross, 1982**) et avec des exosquelettes de chitine dans les cours d'eau (**Aumen, 1980**). Dans les environnements artificiels, des actinobactéries ont été retrouvés dans une zone humide construite (**Hatano et al., 1994**), dans des gisements de canalisations d'eau potable (**Zacheus et al., 2001**) et dans les résidus de traitement des eaux usées (**Lemmer, 1986; Jenkins et al., 1993; Zaitlin, et Watson, 2006**).

#### ➤ Les genres appartenant aux actinobactéries retrouvés dans les eaux

Les actinobactéries les plus couramment isolés des environnements d'eau douce appartiennent le plus souvent aux genres suivants :

- ❖ *Streptomyces*.
- ❖ *Micromonospora*.
- ❖ *Actinoplanes*.
- ❖ *Rhodococcus*
- ❖ *Thermoactinomyces* (**Goodfellow et Williams, 1983**).

Les 2 premiers genres sont les plus représentatifs (**Chea, 1975**).

Les actinobactéries moins fréquemment isolés de l'eau appartiennent aux genres suivants :

- ❖ *Nocardia*.
- ❖ *Actinomyces*
- ❖ *Kitasatosporia* (**Cross, 1981; Jiang et Xu, 1996; Wohl et McArthur, 1998, 2001**).

Les *Streptosporangium* et *Streptovercillium* sont aussi isolés des environnements d'eau (Chea, 1975).

Zaitlin, et Watson, (2006) ont pensé que les *Thermoactinomyces*, qui sont thermophiles et formateurs d'endospores, et les *Rhodococcus*, qui sont généralement coprophiles (associés au fumier), poussent exclusivement dans l'environnement terrestre mais sont fréquemment versés dans les environnements aquatiques (Al-Diwany et Cross, 1978; Cross, 1981 ; Goodfellow et Williams, 1983). Ces genres ne sont pas connus pour produire des métabolites odorants. D'autre part, les *Actinoplanes* sont associés à la litière de feuilles allochtone dans les cours d'eau et ont des zoospores mobiles (Makkar et Cross, 1982). Un phage spécifique aux *Actinoplanes* a été isolé du courant et l'eau du lac, ce qui indique clairement que la croissance active des *Actinoplane* se produit dans l'eau (Willoughby et al., 1972). Ce genre n'a jamais produit d'odeur dans les eaux.

### 2 Distribution

Dans la nature, les éléments de propagation des actinobactéries, disséminés par le vent ou entraînés par des apports de terre, contaminent les fleuves, les rivières, les lacs, etc... Puis, ils sont véhiculés par les eaux courantes et rejetés ensuite dans la mer.

#### 2.1 Dans les rivières et les lacs

A la surface des lacs et dans les sédiments, Le genre *Micromonospora* apparaît comme un genre bien adapté au milieu aquatique (10 à 20 % de la microflore totale dans l'échantillon d'un lac). Le nombre peut atteindre 100 000 par ml dans les sédiments (Waksman, 1959). Toutefois, le genre *Streptomyces* a été retrouvé en grand nombre par rapport au genre de *Micromonospora* dans l'eau des fleuves. Bays et al. (1970), détectent la présence de 5 000 à 20 000 *Streptomyces* et 1 000 à 2 000 *Micromonospora* par 100 ml dans les eaux de la Tamise. La prédominance du genre *Streptomyces* laisse penser que les cultures sont d'origine tellurique. Par contre, dans un cours d'eau, le nombre peut descendre jusqu'à 20 à 50 par 100 ml. En dehors de ces deux genres, il a été signalé la présence d'une autre famille, les *Actinoplanaceae* qui sont en abondance sur les débris végétaux en décomposition et dans les rivières au voisinage des fermes (Willoughby, 1969). Cet auteur a aussi trouvé des espèces de *Nocardia*, particulièrement bien adaptées à la vie aquatique (Chea, 1975).

#### 2.2 Dans les réservoirs

Dans les réservoirs d'eau, le nombre d'actinobactéries diminue considérablement par rapport à celui des rivières et des cours d'eau. Ils ont été trouvés par contre, en grande quantité dans les dépôts au fond du réservoir. Cependant, Burman, (1973) a constaté que le nombre de

*Micromonospora* est d'environ 200 à 1 500 par 100 ml, nettement supérieur à celui des *Streptomyces* (10 à 500) à la surface du réservoir. Cette prédominance des *Micromonospora* s'explique par la grande capacité d'adaptation de ce genre à la vie aquatique. Dans certains réservoirs, leur présence est presque négligeable, de 20 à 59/100 ml, comme dans les rivières et les cours d'eau (Chea, 1975).

### 2.3 Dans les stations de potabilisation et dans les conduites de distribution

Dans certaines stations, le traitement utilisé de filtration lente sur le lit de sable réduit significativement le nombre d'actinobactéries. Cette réduction, de l'ordre de 42% pour les *Streptomyces*, 90 %pour les *Micromonospora*. Elle reste faible par rapport à celle observée chez les *E. coli*, où elle atteint environ 90%. Le faible coefficient d'élimination est probablement dû au fait qu'une large proportion de ces microorganismes fait partie de la microflore du lit.

Après la filtration, l'eau est soumise ensuite à la stérilisation. Bayset *al.*, en 1970, ont remarqué que les souches d'actinomycètes sont plus résistantes à la chloration classique que les bactéries non sporulées trouvées dans l'eau. Elles peuvent survivre en nombre appréciable. Il semble que les *Streptomyces* soient plus sensibles à ce traitement que les *Micromonospora*.

Une légère augmentation du nombre des *Streptomyces* et une diminution du *Micromonospora* a été constatée dans les conduites de distribution (Chea, 1975).

### 2.4 Dans les eaux d'égouts et dans les boues activées

La présence des actinobactéries dans les eaux d'égouts proviennent des différents supports existant dans la nature (sol, eau, aliments, etc...). En général, les eaux d'égouts les amènent ensuite dans les rivières, les lacs, la mer, etc. Dans certains cas, avant d'arriver dans ces réservoirs naturels, les eaux polluées subissent un traitement. L'aération artificielle provoquée lors de l'épuration crée des conditions favorables pour la croissance des actinobactéries. Lechevalier, en 1974, y a isolé de nombreux actinobactéries, surtout des mycobactéries et des *Nocardia* (Chea, 1975).

## 3 Morphologies des actinobactéries dans l'eau

La morphologie des actinobactéries aquatiques est semblable à celle qu'on trouve dans les cellules isolées du sol. Roach et Silvey (1958) et Silvey (1964) ont signalé l'existence de cultures caractérisées par la présence simultanée ou alternative de deux formations de spores : spores latérales disposées en grappes (rencontrée dans un environnement pauvre en nutriments) et spores en chaînes (Chea, 1975). Une étude de Willoughby, 1969 sur les actinobactéries vivant sur des feuilles en décomposition dans l'eau, montre 5 cultures

## Chapitre II

---

désignées sous les noms de : "spore dome", "spore Head", "Nocardia-type" (Nt), "Large spored pink irregular" (Lspi) et "Small spored pink irregular (Sspi) (tableau 9) (Chea, 1975).

**Tableau 9** : Caractéristiques des 5 cultures décrites par Willoughby (1969).

Cultures	Caractéristiques
"spore dome"	<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Porte des spores terminales montées sur des phialides.</li><li>▪ d'environ 1 à 2 mm de diamètre.</li><li>▪ Présente un mycélium entièrement inclus dans la gélose et issu d'un centre de propagation situé à la surface du milieu.</li><li>▪ Les spores sont quiescentes in situ, et deviennent mobiles quand on les met dans l'eau.</li></ul>
"spore Head"	<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Porte des spores terminales montées sur des phialides.</li><li>▪ Absence du centre de propagation à la surface du milieu.</li><li>▪ Colonie blanche de 1 à 2 mm de diamètre.</li></ul>
"Nocardia-type" (Nt)	<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Absence de mycélium aérien.</li><li>▪ Présence des spores formées profondément dans la gélose.</li><li>▪ spores en séries disposées en une file unique.</li></ul>
"Large spored pink irregular" (Lspi) et "Small spored pink irregular (Sspi)	<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Absence de mycélium aérien.</li><li>▪ Présence des spores formées profondément dans la gélose.</li><li>▪ spores disposées en forme de "masse de corde" (rope like masses).</li></ul>

**Remarque** : Les phialides portent une ou plusieurs spores. Celles-ci, souvent groupées en amas, peuvent devenir mobiles au contact de l'eau.

Le tableau 10 ci-dessous représente des caractéristiques morphologiques et genres de certains groupes d'actinobactéries décelés dans les systèmes aquatiques (Zaitlin, et Watson, 2006).



**Tableau 10 :** Groupes d'actinobactéries, leurs caractéristiques morphologiques et genres trouvés dans les systèmes aquatiques (Zaitlin, et Watson, 2006).

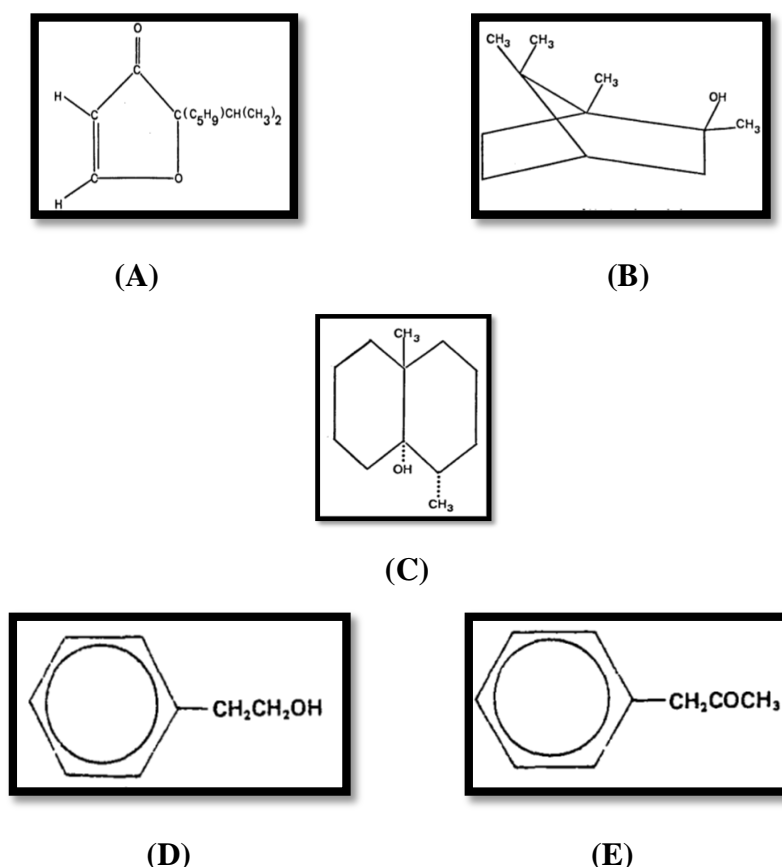
Groupes	Caractéristiques	Genres
Actinobacteria	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Aérobie, anaérobie facultatif ou anaérobie,</li> <li>▪ bâtonnets, cocci ou filaments ramifiés fragmentés</li> <li>▪ pas de mycélium aérien.</li> </ul>	<i>Actinomyces</i>
Actinoplanetes	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Aérobies,</li> <li>▪ Spores immobiles pouvant être enfermées dans des vésicules,</li> <li>▪ pas de mycélium aérien.</li> </ul>	<i>Actinoplanes,</i> <i>Micromonospora</i>
Nocardioforme	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Aérobies,</li> <li>▪ se présentent sous forme de bâtonnets, de cocci ou de filaments ramifiés, ou forment un substrat un mycélium aérien qui se fragmente.</li> </ul>	<i>Nocardia,</i> <i>Rhodococcus,</i> <i>Aeromicrobium</i>
Streptomycètes	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Aérobie,</li> <li>▪ formant des spores,</li> <li>▪ forme un substrat largement ramifié et du mycélium aérien,</li> <li>▪ des spores sur le mycélium aérien et parfois sur le mycélium du substrat.</li> </ul>	<i>Streptomyces,</i> <i>Kitasatosporia</i>
Thermoactinomycetes (pas un vrai actinomycète).	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Thermophile (45–60°C),</li> <li>▪ produit des spores uniques sur le mycélium aérien ou substrat.</li> </ul>	<i>Thermoactinomyces</i>

#### 4 Principal rôle biochimique des actinobactéries dans l'eau

Dans l'eau, les actinobactéries peuvent produire de nombreux métabolites, parmi-eux les métabolites à odeur désagréable qui affectent aussi bien la qualité des eaux de consommation que la valeur marchande des poissons (Chea, 1975). L'eau peut avoir par moments une odeur de terre et de moisi plus ou moins prononcée, surtout en été. Ce phénomène déplaisant constitue une des difficultés majeures dans le traitement des eaux de consommation (Rosen *et al.*, 1970). De fait, l'odeur terreuse peut être due à une substance neutre existant dans le sol Berthelot et Andre (1891). En 1936, Thaysen *et al.*, obtiennent, par extraction des filtrats des cultures d'actinobactéries, un composé organique légèrement soluble dans l'eau, dans l'éther et partiellement soluble dans l'alcool. Dilué à l'eau, il donne une odeur terreuse typique. Cette solution aqueuse peut être absorbée par les poissons soit par les branchies, soit par la bouche (Chea, 1975). Sylvey *et al.*, en 1950 pensent que les substances produites par le genre *Streptomyces* sont des amines simples ou complexes, des acides faibles saturés ou des composés aromatiques non saturés. En 1963, Romano et Safferman signalent qu'une culture en milieu liquide de *Streptomyces griseolutes* donne une odeur à seuil compris entre 20 000 et 50 000. Ils obtiennent ensuite par distillation, puis par extraction à l'éther, 3,7 mg d'un composé jaune brun à partir de 1000ml de culture. Cet extrait

concentré a un seuil de six billions. La même année, ils ont isolé d'une culture de *Streptomyces* de la rivière CEDAR dans l'état Iowa, une huile jaune pâle appelée "fraction neutre". Pour 40 à 50 litres de bouillons de cultures, on a obtenu entre 0,3 à 0,35 ml de fraction neutre. Cette huile est considérée comme responsable de l'odeur de moisi (**Morris et al., 1963**).

**Gerber et Lechevalier (1965), Dougherty et Morris (1967) et Rosen et al. (1970)**, ont extrait 3 produits des cultures d'actinobactéries reconnus comme responsables des odeurs de terre et de moisi dans l'eau ce sont la géosmine, le mucidone et le 2 méthyl-isobornéol. Puis en 1974, **Kikuchi et Mimura** ont mis en évidence deux autres métabolites, le 1-phényl-2-propanone et le 2-phényléthanol, des cultures d'actinobactéries (**Chea, 1975**). La figure 12 représente les structures chimiques de ces substances odorantes. Les genres et/ou espèces d'actinobactéries responsables de la production de ces substances odorantes et leurs principales propriétés sont mentionnés dans le tableau 11.



**Figure 12 :** Structures chimiques de substances odorantes produites par des actinobactéries dans l'eau (A) : Mucidone, (B) : 2 méthyl-isobornéol, (C) : Géosmine, (D) : 1-phényl-2-propanone, (E) : 2-phényléthanol. (**Chea, 1975; Gerber, 1979**).

**Tableau 11** : Propriétés, actinobactéries producteurs de substances odorantes dans l'eau (Chea, 1975).

Substances	Propriétés	Genre et/ ou Espèces
Géosmine	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ isolée en 1965 par GERBER et LECHEVALIER.</li> <li>▪ Une huile neutre bout à 270°C.</li> <li>▪ a un pouvoir rotatoire spécifique de -16,5.</li> <li>▪ Il s'agit du trans-1,10-diméthyl-trans-9-décalol</li> <li>▪ a une concentration du seuil d'odeur de 0,2 µg/L.</li> <li>▪ peut être considéré comme un sesquiterpène dépourvu de groupement isopropyle.</li> <li>▪ se transforme en milieu acide en trois oléfines sans odeur nommées argosmines (l'argosmine C a pour formule 1,10-diméthyl-1(9)-octaline (GERBER, 1968)).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Streptomyces</i>, en particulier <i>Streptomycesgriseus LP-16</i>.</li> <li>▪ <i>Streptomycesgriseoluteus</i> (ROSEN et Coll.1968).</li> <li>▪ <i>Nocardia</i> (GERBER, 1968).</li> <li>▪ <i>Microbispora</i> (GERBER, 1968).</li> </ul>
Mucidone	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ mise en évidence par DOUGHERTY et MORRIS en 1967.</li> <li>▪ une lactone neutre.</li> <li>▪ Sa formule globale est <math>C_{12}H_{18}O_2</math></li> <li>▪ son poids moléculaire est de 194.</li> <li>▪ synthétique a une faible odeur fruitée, et devait être contaminé, par une substance odorante, probablement la géosmine (LECHEVALIER, 1974).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Streptomyces</i></li> </ul>
2 méthyl-isobornéol	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ isolé en 1970 par ROSEN et Coll.</li> <li>▪ le point d'ébullition est de l'ordre de 210°C.</li> <li>▪ a un seuil de concentration de 0,1 µg/L.</li> <li>▪ sa formule <math>C_{12}H_{20}O</math></li> <li>▪ un alcool aliphatique dont la structure possède un groupement méthyl de moins que celle de la géosmine.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Streptomyces</i>, en particulier <i>Streptomyceslavendulae 3440-14</i>.</li> </ul>
1-phényl-2-propanone Et 2-phényléthanol	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ isolés et identifiés en 1974 par KIKUCHI et MIMURA.</li> <li>▪ A l'état pur, semblent inactifs, mais ils peuvent être partiellement responsables des odeurs désagréables dans l'eau de consommation en mélange avec la géosmine et le 2-méthyl-isobornéol.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ <i>Streptomyces platensis</i></li> </ul>

En effet, la géosmine et le 2-méthyl-isobornéol sont les deux principaux coupables. Ainsi, d'autres métabolites volatiles secrétés par les actinobactéries ont été signalés (Chea, 1975).

## 5 Recherche des actinobactéries dans les eaux douces

### 5.1 Isolement et dénombrement

L'isolement des actinobactéries productrices de substances bioactives à partir d'écosystèmes extrêmes nécessite une méthode performante pour leur sélection. De ce fait, le dénombrement des actinobactéries dans l'eau rencontre des difficultés accrues par suite du rapport très élevé bactéries/actinobactéries, atteignant facilement  $10^5$  dans les eaux de surface. La sélection par des agents chimiques n'est le plus souvent pas suffisante et il est nécessaire de traiter au préalable les échantillons (Chea, 1975). Selon Zaitlin, et Watson (2006),

Lorsque l'eau est échantillonnée par des méthodes de placage traditionnelles, il n'est pas possible de faire la distinction entre les habitants en croissance active du milieu aquatique et les spores dormantes. De plus, les taxons qui ne poussent pas sur les milieux nutritifs utilisés seront manqués. Néanmoins, les comptages sur plaques traditionnels donnent une idée de la population potentielle d'actinobactéries et permettent l'isolement en laboratoire des taxons présents dans une zone. Pour ces raisons, les comptages traditionnels sur plaque sont encore largement utilisés (**Wohl et McArthur, 1998; Sugiura et Nakano, 2000; Lanciotti et al., 2003; Klausen et al., 2004**).

En 1975, **Chea**, a étudié sur des échantillons d'eaux de surface faiblement ou fortement polluées, d'eau d'un bassin de lagunage et sur les échantillons de sédiments correspondants, le pouvoir d'inhibition des antibiotiques antifongiques et antibactériens sur des souches d'actinobactéries, l'efficacité du traitement des échantillons dans l'élimination des contaminations bactériennes, et enfin la sensibilité des milieux de culture décrits dans la littérature, dans le but de rechercher les méthodes de dénombrement les plus appropriées et les plus efficaces.

### 5.2 Prétraitement des échantillons d'eaux

Le rapport actinobactéries/microorganismes d'un échantillon d'eau peut augmenter par prétraitement chimique ou physique. À titre d'exemple le phénol. En 1963, **El-Nakeeb et Lechevalier** ont mis en évidence que le traitement d'échantillon d'eau par le phénol diminue le nombre des bactéries autres que les actinobactéries. Ce traitement a permis à **Kitouni** en 2007, après Agitation des échantillons d'eau en présence de phénol à 7mg/ml pendant 10 minutes suivi d'une filtration à travers une membrane milipore (0,45µm), puis une agitation des membranes avec des billes de verres stériles de 4 mm de diamètres dans de l'eau physiologique (NaCl 9g/l), d'isoler et purifier 11 souches d'actinobactéries (**Kitouni, 2007**).

Lorsque l'eau est relativement pure (eau de distribution) il devient indispensable de concentrer par filtration (**Burman et al., 1969**). Le chauffage à 44°C pendant 1h réduit considérablement la microflore aquatique (**Bays et al., 1970 ; Burman et al., 1969**). La chloration ou même l'usage combiné de la chloration et du chauffage peut être nécessaire (**Burman et al., 1969**). **Chea, (1975)**, a recherché l'utilité des techniques de décontamination et de concentration des échantillons pour dénombrer les actinobactéries dans des eaux de surface faiblement ou fortement polluées, il a conclu que ce traitement est recommandable dans tous les cas :

- Avec les eaux peu polluées, la concentration par filtration paraît suffisante.
- Avec les eaux fortement polluées, les traitements de chauffage, de chloration suivis d'une filtration sont souhaitables.

Le séchage à l'air ou le chauffage des échantillons avant le placage est souvent fait pour favoriser l'isolement des souches sporiformantes (**Goodfellow et O' Donnell, 1989; Jayashree et al., 1991**). Les échantillons d'eau peuvent être filtrés sur membrane ou centrifugés avant le placage (**Goodfellow et O'Donnell, 1989**).

### 5.3 Sélection des actinobactéries par traitement aux antibiotiques

L'emploi d'antibiotique antifongique (comme l'actidione) a été employé comme de sélection, inhibant les champignons envahisseurs qui gênent parfois la croissance des actinomycètes et bloque l'isolement des actinobactéries. Toutefois, l'utilisation des antibactériens (pénicilline, streptomycine, néomycine) est controversée (**Chea, 1975**). Cependant, l'addition des antibiotiques anti-Gram positif permet de réduire de façon considérable le nombre des bactéries à coloration de Gram positive afin de résoudre le problème de leur développement lors de l'isolement des actinobactéries. Ce sont les bactéries du genre *Bacillus* qui forment des plages rendant toute observation et purification difficile voire, même, impossible. Mais ces antibiotiques ne sont pas sans effets sur les actinobactéries qui appartiennent au groupe des bactéries à coloration de Gram positive. Par ailleurs, plusieurs auteurs considèrent que l'emploi des antibiotiques est une précaution essentielle pour l'isolement des actinobactéries. D'autres combinent, combinent un prétraitement chimique ou physique des échantillons avec l'addition des antibiotiques. Mais cette technique d'isolement influence considérablement la variation des genres actinobactéries isolés et peut être utilisée pour un isolement ciblé et spécifique de genre (**Kitouni, 2007**). L'acide nalidixique peut également être ajouté à des plaques pour supprimer la croissance bactérienne à Gram négatif (**Takizawa et al., 1993**).

Il est conseillé d'homogénéiser vigoureusement les échantillons d'eaux à cause de la fixation des actinobactéries aquatiques aux matières solides : sédiments, végétaux etc. (**Chea, 1975**).

### 6 Etude du pouvoir antibiotique des actinobactéries dans l'eau

Les diverses fonctions des actinobactéries telluriques sont bien connues. Par contre, celles des actinobactéries aquatiques sont peu étudiées (**Chea, 1975**). Cet auteur a mis en évidence le pouvoir antibiotique de 178 souches isolées d'actinobactéries à partir d'échantillon d'eau douce et des sédiments, dont 134 *Streptomyces*, 36 *Micromonospora* et 8

## *Chapitre II*

---

*Nocardia*. L'activité antibactérienne des souches isolées est recherchée contre des bactéries-tests. Chea, (1975) a choisi 8 des bactéries-tests dont *Staphylococcus aureus*, *Streptococcus faecalis*, *Bacillus subtilis*, *Corynebacterium diphtheriae*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Acinetobacter anitratus*, et *VibrioEV5*. Elles sont préparées en suspension.

Deux étapes ont été effectuées, la première consiste à sélectionner les souches qui montrent un pouvoir antagoniste vis-à-vis des bactéries-tests. Puis, la deuxième, avec les souches actives lors du 1er test, consiste à rechercher leur propriété antibiotique (**Chea, 1975**). D'après leurs résultats, il a montré qu'il est difficile de dire que les actinobactéries jouent un rôle très important dans la sécrétion des substances antibiotiques dans l'eau, car celles-ci dépendent de beaucoup de facteurs. Pour une souche donnée, la production maximale des substances antibiotiques dépend de la nature du milieu, du temps de culture, de la température, du pH, de l'aération, etc.

Le pouvoir antibiotique d'actinobactéries est mis en évidence par la recherche de L'activité antibactérienne des souches isolées à partir d'échantillon d'eau contre des bactéries-tests.

# Chapitre III: Antibiotiques dans les eaux et effets sur la santé humain

### 1 Utilisation des antibiotiques

Les antibiotiques sont largement utilisés pour la prévention et le traitement de maladies provoquées par des micro-organismes dans la médecine humaine et vétérinaire (aquaculture inclus). Cependant, ils ont été détournés de leur fonction principale et utilisés comme facteur de croissance dans l'élevage (**Peralta, 2016**). Près de la moitié des antibiotiques consommés dans le monde sont utilisés pour soigner des animaux malades, ou comme promoteur de croissance et aussi parfois pour détruire divers agents pathogènes dans les aliments (**Levi, 2006**).

### 2 Mise en évidence des antibiotiques dans les milieux aquatiques

Le milieu aquatique est exposé depuis plus de 70 ans aux antibiotiques qui sont identifiés pour la première fois dans les eaux de surface du Royaume-Uni par Watts et son équipe (**Watts et al., 1983**). Les antibiotiques sont l'un des groupes de médicaments les plus importants qui ont de plus une action spécifique avec un pouvoir destructeur sur les bactéries. Ils sont dépourvus de toxicité pour les autres microorganismes ou cellules. En raison de leur grande consommation et de leur éco et biotoxicité (**Halling-Sørensen et al., 1998, Webbet al., 2003**).

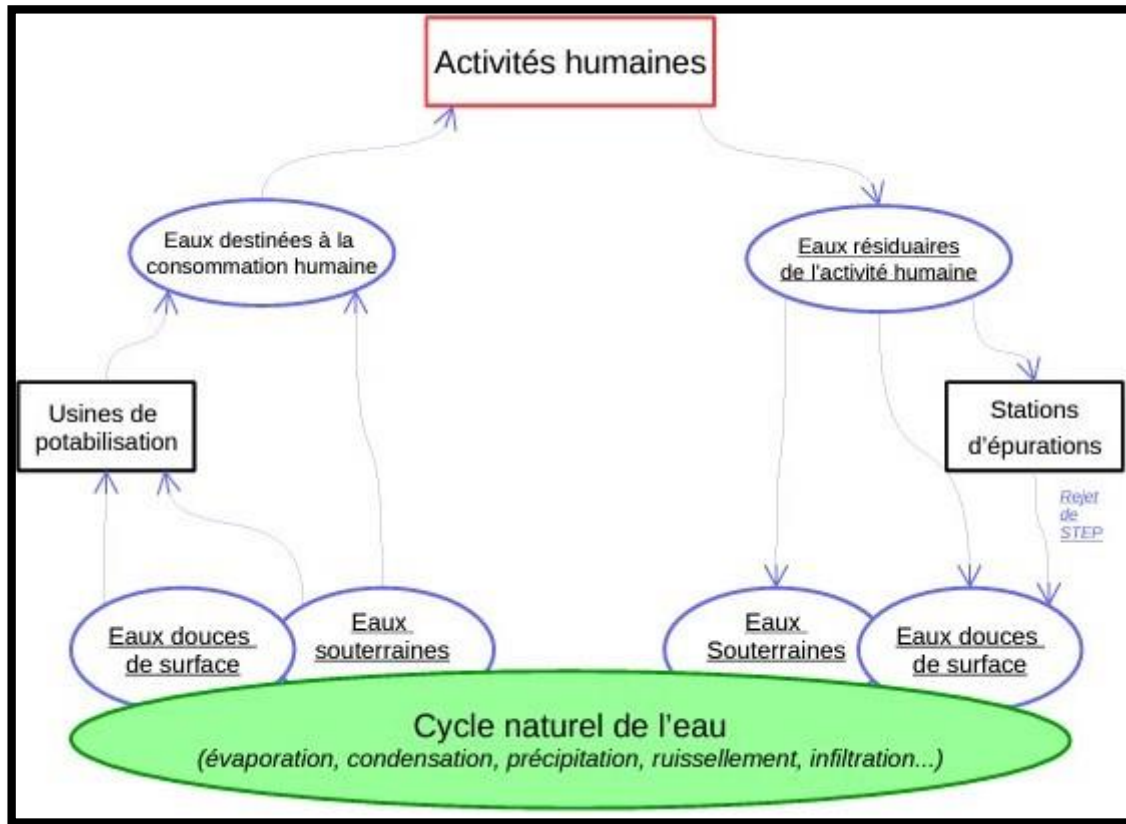
les travaux qui concernent leur détection dans l'environnement sont de plus en plus nombreux (**Batt et al., 2006; Brown et al., 2006; Hirsch et al., 1999; Karthikeyan et Meyer, 2006; Larson et al., 2007; Löffler et Ternes, 2003; Managaki et al., 2007; Nakada et al., 2007; Xu et al., 2007; Yasojima et al., 2006**).

Selon **Kümmerer (2009)**, les contributions des antibiotiques dans les eaux de surface doivent être davantage négligeables. Étant donné la faible densité des bactéries dans ces matrices par rapport aux sols. De ce fait, la production naturelle de ces molécules par les végétaux ou les bactéries, comme pour les antibiotiques de la famille des  $\beta$ -lactamines ou la streptomycine par exemple est minoritaire dans les sols et n'est jamais mise en évidence dans les systèmes aquatiques. Par conséquent, leur présence naturelle dans l'environnement peut être négligée (**Mokh, 2013**).

Cependant, et d'après des travaux relativement récents de **Deo (2014)**, de **Suiet al., (2015)** et de **Björleinius et al., (2018)**, les produits pharmaceutiques y compris les antibiotiques sont considérés comme contaminants ubiquitaires des écosystèmes aquatiques, réceptacles ultimes des substances anthropiques. (**Ariza Castro, 2019**). Afin de mettre en évidence la présence des antibiotiques dans l'environnement aquatique, il convient tout d'abord de



différencier les compartiments hydriques où l'on peut retrouver ses résidus. Les différents compartiments hydriques dans l'environnement sont représentés dans la figure 13.



**Figure 13 :** Les compartiments hydriques dans l'environnement (Fradin, 2019).

La mise en évidence des antibiotiques a été traitée par plusieurs auteurs. Leurs présences a été prouvée dans les eaux usées, dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines (Clara *et al.*, 2004 ; Rabiet *et al.*, 2006 ; Schulte-Oehlmann *et al.*, 2007; Barnes *et al.*, 2008). Ils ont été également recensés dans l'eau potable (Zuccato *et al.*, 2000; Kolpin *et al.*, 2002; Göbel *et al.*, 2005). Le tableau suivant montre la présence des résidus d'antibiotiques dans les plans d'eau dans plusieurs pays.

**Tableau 12 :** Présence des résidus d’antibiotiques dans les plans d’eau dans plusieurs pays (Diaz- Cruz et Barcelo, 2004).

Matrices	Molécules	Gammede concentration
Eau de surface	Trimethoprim, dihydro-erythromycine, roxythromycine, clarithromycine, tétracycline, chlortétracycline, oxytétracycline, ionophore, sulfadiméthoxine, sulfaméthoxazole, sulfadiazine, N4-acetylsulfaméthoxazole.	7 -15 ng/L
Eau souterraine	Chloramphenicol, sulfaméthoxazole, sulfadiméthoxine, sulfaméthazine, oxytétracycline, tétracycline, lincomycine, dihydro-erythromycine.	0,05 – 1,4 µg/L
Eau potable	Sulfaméthoxazole.	<25 ng/ L
Station d’épuration (effluents)	Sulfaméthoxazole, trimetoprim, N4-acetylsulfaméthoxazole, sulfadiazine, sulfacetamide, sulfisoxazole, sulfaméthazine, sulfapyridine, roxythromycine, ciprofloxacine, clarithromycine, azythromycine, ofloxacine, norfloxacine, chloramphenicol, dihydro-erythromycine, lincomycine, doxycycline, tétracycline, spiramycine, cephalaxine, amoxicilline, tylosine.	10 - 6000 ng/L
Eau hospitalier	Gentamycine, ciprofloxacine, sulfaméthoxazole, trimethoprim, doxycycline.	0,4 - 125 µg/L

### 3 Concentrations des antibiotiques dans les milieux aquatiques

Les concentrations retrouvées dans les milieux naturels varient considérablement d’un endroit à l’autre, ce qui est corrélé d’une part avec les modes de consommation et les conditions environnementales (Michael *et al.*, 2013). Par exemple, les antibiotiques à faible coût ont une consommation plus élevée dans les pays en voie de développement. Ils sont conséquemment plus fréquemment retrouvés dans les milieux naturels contrairement aux antibiotiques à coût plus élevé, comme par exemple les antibiotiques de la famille des macrolides (Segura *et al.*, 2015). D’autre part, les types de procédés employés pour le traitement des eaux usées dans les STEP jouent aussi un rôle dans les concentrations rejetées aux milieux naturels (Michael *et al.*, 2013). En général, dans les milieux aquatiques les concentrations d’antibiotiques tendent à diminuer au fur et à mesure qu’on se déplace vers l’aval des sources de pollution (par exemple un site de décharge d’eaux traitées). Cette tendance est le résultat du processus d’assimilation naturelle dans les cours d’eau qui dépend

de différents processus tels que la dégradation (biotique et abiotique) et la sorption (**Lunestad et al., 1995; Huang et al., 2001; Halling Sorensen et al., 2002**).

### 3.1 Dans les eaux usées et effluents de STEP

Les composés pharmaceutiques sont identifiés pour la première fois dans les eaux usées par plusieurs chercheurs (**Henschel et al., 1997; Stumpf et al., 1999**). En effet, l'étude des concentrations de ces composés retrouvées dans les différents compartiments aquatiques confirme que les eaux usées représentent sans doute, le compartiment le plus contaminé, puisqu'il est le réceptacle de ces différentes molécules (**Deblonde, 2013**).

#### 3.1.1 Dans les eaux usées urbaines et des eaux usées hospitalières

La charge en antibiotiques des eaux usées urbaines est en général faible (inférieure au  $\mu\text{g/l}$ ). Cependant elle est forte dans les effluents des hôpitaux (**Witters et al., 2004**). Parfois une concentration élevée a été détectée dans certaines eaux usées urbaines (**Hirsch et al., 1999**). Cela peut être expliqué par la dilution plus importante des effluents urbains et peut-être par le fait que les réseaux d'assainissement urbains sont plus grands que les réseaux strictement hospitaliers d'où peut-être également une dégradation plus importante (**Algros, 2005**).

Des concentrations de l'ordre du  $\mu\text{g/L}$  à la centaine de  $\mu\text{g/L}$  ont été quantifiées dans les eaux usées d'établissements hospitaliers (**Algros, 2005**) (voire Annexe A). Leurs niveaux de concentration sont variés d'un antibiotique à l'autre, à titre d'exemple la ciprofloxacine relève les valeurs maximales comme montré dans le tableau ci-dessous.

**Tableau 13 :** Exemple de niveaux de concentration de quatre antibiotiques relevés dans des eaux usées hospitalières.

Molécules	Niveaux de concentrations ( $\mu\text{g/l}$ )	Références et Pays
Ciprofloxacine	101	(Suède, Lindberg <i>et al.</i> , 2004)
Triméthoprim	15	(Suède, Thomas <i>et al.</i> , 2007)
Sulfaméthoxazole	12,8	(Suède, Lindberg <i>et al.</i> , 2004)
Gentamicine	0,4 et 7,6	(Allemagne, Löffler <i>et al.</i> , 2003)

Cependant, il faut savoir que les concentrations varient fortement suivant le moment de la journée où le prélèvement est effectué (**Lindberg et al., 2004**).

### 3.1.2 Dans les stations d'épuration urbaines (eaux usées brutes et eaux après épuration)

Dans des échantillons de stations d'épuration urbaines, toute études confondues (**Hirsch et al., 1999 ; Golet et al., 2001 ; Golet et al., 2002 ; Brown, 2004 ; Karthikeyan et Bleam, 2003 ; McArdell et al., 2003 ; Gobel et al., 2004 ; Metcalfe et al., 2004**), sur les 62 molécules recherchées au moins 41 (soit 66%) n'ont jamais été détectées. Mais, ce sont majoritairement des  $\beta$ -lactames et les molécules antibiotiques utilisées en vétérinaire telles que la tylosine, la danofloxacin, la diflaxacin, l'enrofloxacin, le carbadox, qui sont retrouvés. Cela est logique, puisque ces contaminations sont sans doute principalement d'origine humaine. Néanmoins, les molécules les plus fréquemment quantifiées sont des macrolides, des quinolones, des sulfamides, la triméthoprime et la tétracycline (voire Annexe B) (**Algros, 2005**).

De fait, malgré des traitements appliqués dans les stations d'épuration (STEP), les composés identifiés à l'entrée sont les mêmes à la sortie. Les  $\beta$ -lactamines ne sont que très peu détectées dans l'eau malgré leur consommation importante (**Kümmerer, 2009**). Si les données de **Larsson et al., en 2007**, sont exclues, le tableau 3 représente quelques molécules détectées dans les effluents des STEP telles que les macrolides sont les plus abondants, les fluoroquinolones, le sulfaméthoxazole et le triméthoprime sont les sulfonamides les plus détectés avec des valeurs maximales, respectivement, de 2  $\mu\text{g/L}$  selon **Hirsch et al., 1999** et de 1,26  $\mu\text{g/L}$  selon **Thomas et al., 2007**.

**Tableau 14 :** Concentrations de quelques molécules d'antibiotiques détectées dans les effluents de STEP.

Molécules	Concentration dans les effluents de STEP
Macrolides (L'érythromycine, la roxithromycine, l'azithromycine et la clarithromycine)	entre 1 ng/L et 1 $\mu\text{g/L}$
Fluoroquinolones (ciprofloxacine, norfloxacine, ofloxacine, etc.)	10 à 100 ng/L
Sulfonamides (Le sulfaméthoxazole et le triméthoprime)	100 ng/L

Quelques tétracyclines comme la chlortétracycline, l'oxytétracycline ou la doxycycline sont détectées aussi dans les eaux des STEP (**Mokh, 2013**).

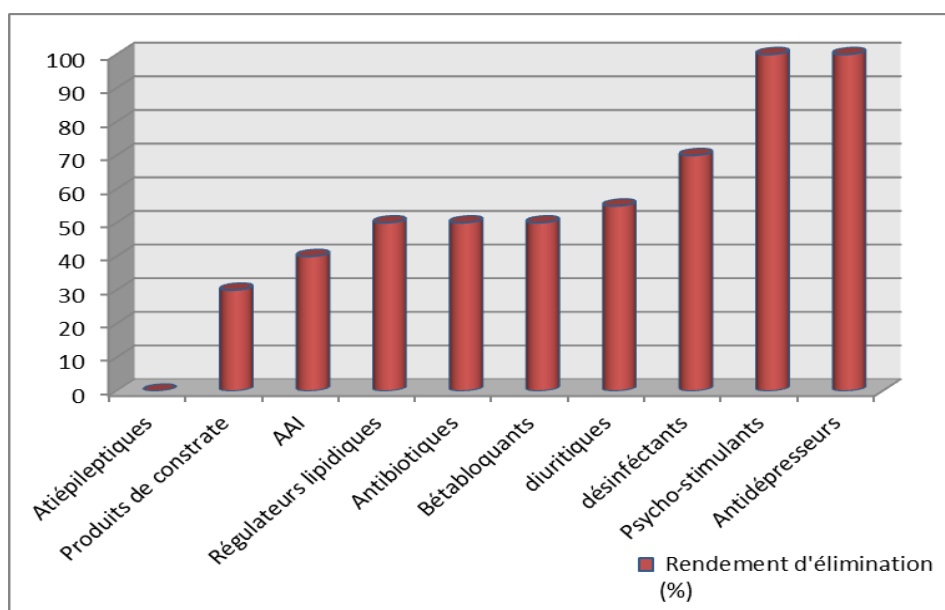
En 2011, Deblonde et al ont recherché et étudié les concentrations de résidus pharmaceutiques, parmi-eux certains antibiotiques, dans les eaux usées avant et après les

STEP (Deblonde, 2013). Le tableau 15 donne les concentrations des antibiotiques dans les influents des STEP et leur rendement d'élimination.

**Tableau 15 :** Concentrations et rendement des antibiotiques dans les influents des STEP (Deblonde, *et al.*, 2011).

Antibiotique	Influent Moyenne	Effluent Moyenne	Rendement d'élimination (%)
Clarithromycine	0,344	0,15	56,4
Ciprofloxacin	0,62	0,234	62,3
Doxycycline	0,65	0,420	35,4
Erythromycine	0,58	0,297	48,8
Erythromycine-H2O	2,025	0,59	70,9
Methronidazol	0,09	0,055	38,9
Norfloxacin	0,115	0,0526	54,3
Ofloxacin	0,482	0,171	64,5
Roxithromycine	0,78	0,472	39,5
Sulfamethoxazole	0,32	0,264	17,5
Sulfapyridine	0,492	0,081	83,5
Tetracycline	48	2,375	95,1
Thrimthoprim	0,43	0,424	1,4

Les rendements d'élimination par les stations d'épuration pour les antibiotiques sont environ de 50% par rapport aux autres classes thérapeutiques. La figure suivante décrit la répartition des rendements d'élimination en STEP par classe thérapeutique.



**Figure 14 :** Répartition des rendements d'élimination en STEP par classe thérapeutique. (Deblonde, 2013).

En général, les concentrations dans les eaux après épuration sont plus faibles que dans les eaux usées brutes sauf dans le cas de certaines molécules (la quantité d'antibiotiques est plus importante en sortie qu'à l'entrée). Plusieurs raisons peuvent être invoquées :

- Un temps de séjour des eaux dans la station relativement long avec une composition des eaux usées variable d'où le prélèvement sortie qui ne correspondait pas au prélèvement entrée.
- La dégradation des matières organiques lors du traitement d'épuration, d'où une possible libération de substances adsorbées (Algors, 2005).

### 3.2 Concentrations d'antibiotiques relevées dans les eaux de surface

Dans les eaux de surface certains antibiotiques sont détectés jusqu'à 1 µg/L. Ils proviennent principalement des STEP et présentent une dégradation faible voire nulle (Kümpel *et al.*, 2001). Par conséquent, Les antibiotiques qui ne sont pas éliminés par les STEP et rejoignent ces eaux avec des concentrations variables.

De nombreuses classes d'antibiotiques sont assez souvent présentes dans les eaux de surface (Académie Nationale de Pharmacies, 2008), ce sont principalement :

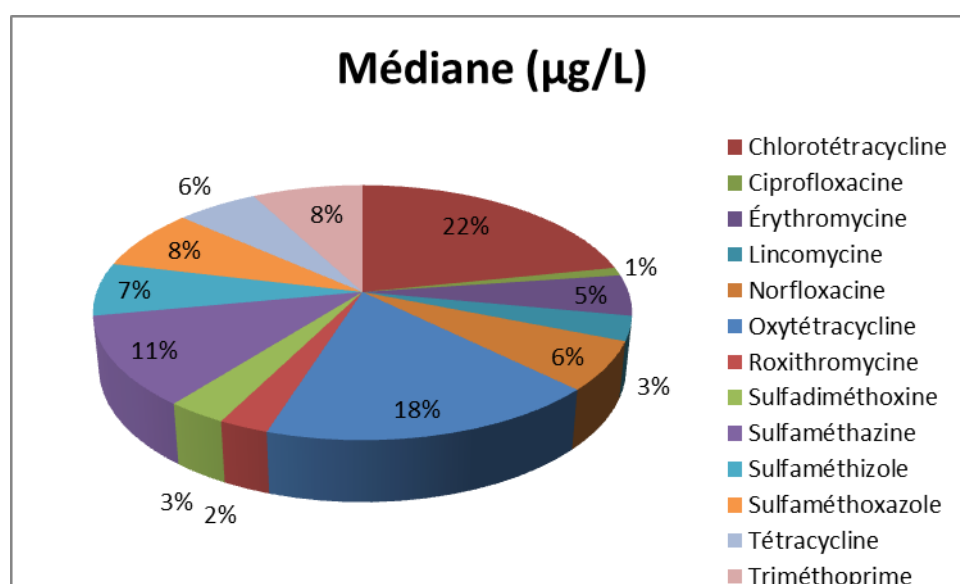
- Les macrolides comme la lincomycine (Boxall *et al.*, 2005 ; Kolpin *et al.*, 2002), la clarithromycine, l'érythromycine, la roxithromycine (Hirsch *et al.*, 1999), la tylosine (Ashton *et al.*, 2004 ; Daughton et Ternes, 1999),
- Les fluoroquinolones : ciprofloxacine et norfloxacine (Kolpin *et al.*, 2002),
- Les tétracyclines : chlortétracycline (Kolpin *et al.*, 2002),
- Les sulfonamides : sulfadiazine (Boxall *et al.*, 2005), sulfaméthoxazole (Hirsch *et al.*, 1999).

D'après Algors, (2005), 39 (soit 60%) sur les 65 molécules antibiotiques recherchées au moins une fois dans les eaux de surfaces n'ont jamais été quantifiées. Ce sont majoritairement les β-lactames, les quinolones vétérinaires (enrofloxacin, sarafloxacin, ... et certains sulfamides (Hirsch *et al.*, 1999 ; Lindesy *et al.*, 2001 ; Brown, 2004 ; Kolpin *et al.*, 2002 ; Christian *et al.*, 2003 ; Sacher et Stoks, 2003 ; Metcalfe *et al.*, 2004 ; Zuccato *et al.*, 2004). Toutefois, les molécules les plus fréquemment quantifiées sont des macrolides, certains sulfamides et la triméthoprime (voire Annexe C).

En effet, La famille des sulfonamides (le sulfaméthoxazole et le triméthoprime) et les fluoroquinolones (la norfloxacine) représentent les antibiotiques les plus dosés. De ce fait, le sulfaméthoxazole est le plus abondant de la famille des sulfonamides avec des concentrations maximales de 2 µg/L en Australie (Watkinson *et al.*, 2009) et 1,9 µg/L aux U.S.A (Kolpin *et*

*al.*, 2002). En 2001, Lindsey et ses collaborateurs aux U.S.A., ont détecté la concentration la plus élevée (15 µg/L), pour la sulfadiméthoxine. Néanmoins, au sein des macrolides, l'érythromycine et la déhydroérythromycine sont les 2 composés quantifiés aux plus fortes concentrations de 1,7 µg/L (Kolpin *et al.*, 2002). La ciprofloxacine à (1,3 µg/L) et la norfloxacine à (1,15 µg/L) sont les deux fluoroquinolones présentes dans les eaux de surface en Australie, (Watkinson *et al.*, 2009). Aux U.S.A ; l'oxytétracycline est l'antibiotique de la famille des tétracyclines présent à des concentrations de 1,34 µg/L (Lindsey *et al.*, 2001 ; Mokh, 2013).

Aussi, d'autres antibiotiques sont retrouvés dans les eaux de surface aux États-Unis avec des concentrations variables (Kolpin, Furlong, Meyer *et al.*, 2002 ; Lévi, 2006). La figure suivante illustre la médiane de concentrations de ces molécules en (%).



**Figure 15 :** Médiane (µg/L) des valeurs de résidus d'antibiotiques retrouvés dans des eaux de surface aux États-Unis (Lévi, 2006).

### 3.3 Concentrations d'antibiotiques relevées dans les eaux souterraines

Au cours de la dernière décennie, de multiples études ont montré la présence de RdM dans les eaux souterraines de plusieurs pays, mais les informations disponibles sont rares par rapport aux autres systèmes aqueux (des eaux usées et des eaux de surface) (Ariza Castro, 2019). En effet, les études qui concernent la contamination des eaux souterraines sont encore peu nombreuses (Heberer, 2002 ; Sacher, 2001 ; Lévi, 2006). Notamment parce qu'elles restent difficiles à mettre en œuvre, compte tenu des difficultés d'échantillonnage (accessibilité) et des méthodes possédant des limites de détection faibles sont nécessaires pour mesurer des concentrations de l'ordre du ng/L (Mokh, 2013).

Néanmoins, seuls le sulfaméthoxazole, la sulfaméthazéne, et la déhydro-érythromycine ont été déjà retrouvés dans les eaux souterraines. Alors que 31 (soit 90% des antibiotiques) sur 34 antibiotiques recherchés lors des études conduites par **Hirsch *et al* (1999)**, **Sacher *et al* (2001)**, **lindesy *et al* (2001)** n'ont jamais été quantifiées. **Hamscher *et al* (2000)** ont également quantifiés des tétracyclines et la tylosine dans les eaux souterraines.

Par ailleurs, **Holm *et al* (1995)**, ont mis en évidence la contamination des eaux souterraines par des sulfamides, à proximité d'une décharge de déchets d'une industrie pharmaceutique. Le tableau 16 montre les concentrations maximales des sulfamides relevées dans les eaux souterraines situées à différentes distances d'une décharge d'une industrie pharmaceutique.

**Tableau 16** : Concentrations maximales (en mg/L) en sulfamides relevées dans les eaux souterraines situées à différentes distances d'une décharge d'une industrie pharmaceutique (**Holm *et al* 1995**).

Molécules	Distances par à rapport à la décharge (m)								
	0	15	37	50	82	115	150	237	260
Acide sulfanilique	6470	10440	5530	1610	0	0	0	0	0
Sulfanilamide	170	300	170	40	0	0	0	0	0
Sulfaguanidine	1600	900	480	540	0	0	0	0	0
Sulfadiazine	480	1160	440	80	0	0	0	0	0
Sulfamidine	900	900	310	140	0	0	0	0	0
sulfamithézole	310	190	190	70	0	0	0	0	0

#### 3.4 Concentrations d'antibiotiques relevées dans l'eau potable

Afin de déterminer la contamination des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) par des résidus de médicaments selon son origine (souterraine ou superficielle), une campagne nationale d'analyses a été menée en 2011 par le laboratoire d'hydrologie de l'ANSES située à Nancy qui dans son rapport « *Campagne nationale d'occurrence des résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine* », la présence de plusieurs résidus de médicaments dans les eaux brutes destinées à la consommation humaine à des concentrations très faibles. Il a également réalisé une comparaison de cette contamination avant et après station de potabilisation. Notamment, si les eaux usées recèlent les concentrations les plus élevées en résidus de médicaments il apparaît que les EDCH peuvent ne pas être exemptes de contamination par ces résidus (**Deblonde, 2013**).



En France à titre d'exemple, une étude montre la présence de plusieurs antibiotiques dans les eaux de boisson (**Rabiet et al., 2006 ; Togola et Budzinski, 2008**), ce qui devient un problème très préoccupant au niveau de la santé publique (**Mokh, 2013**).

Ainsi, Différents travaux ont montré la présence de RdM dans des EDCH à des concentrations inférieures à 50 ng/L (**Académie nationale de Pharmacie 2019**). Voir l'annexe **D** qui liste de manière non exhaustive les résultats de la recherche dans l'EDCH d'un certain nombre de médicaments (littérature internationale) (**Afssa, 2010**).

**Sacher et Stocks (2003)** ont également trouvé des antibiotiques dans certaines prises d'eau potable aux Pays-Bas dont la prise 1 et 2 sont plus contaminées car plus influencées par des eaux de surface (tableau 17) (**Algros, 2005**).

**Tableau 17 :** Concentrations détectées et proportions d'échantillons positifs en antibiotiques dans 4 prises d'eau potable aux Pays-Bas (**Sacher et Stocks, 2003**).

Molécules	Concentration détectées (en µg/L) et proportions d'échantillons positifs (en %)			
	Prise 1	Prise 2	Prise 3	Prise 4
Clarithromycine	0 à 14 (33,3%)	0	0	0
Déhydro-érythromycine	13 à 110 (100%)	0 à 39 (72,7%)	0	0
Roxithromycine	0 à 15(33,3%)	0	0	0
Clindamycine	0 à 15(58,3%)	0	0	0
Sulfamithoxazole	10 à 53 (100%)	0 à 20 (54,5%)	0	0

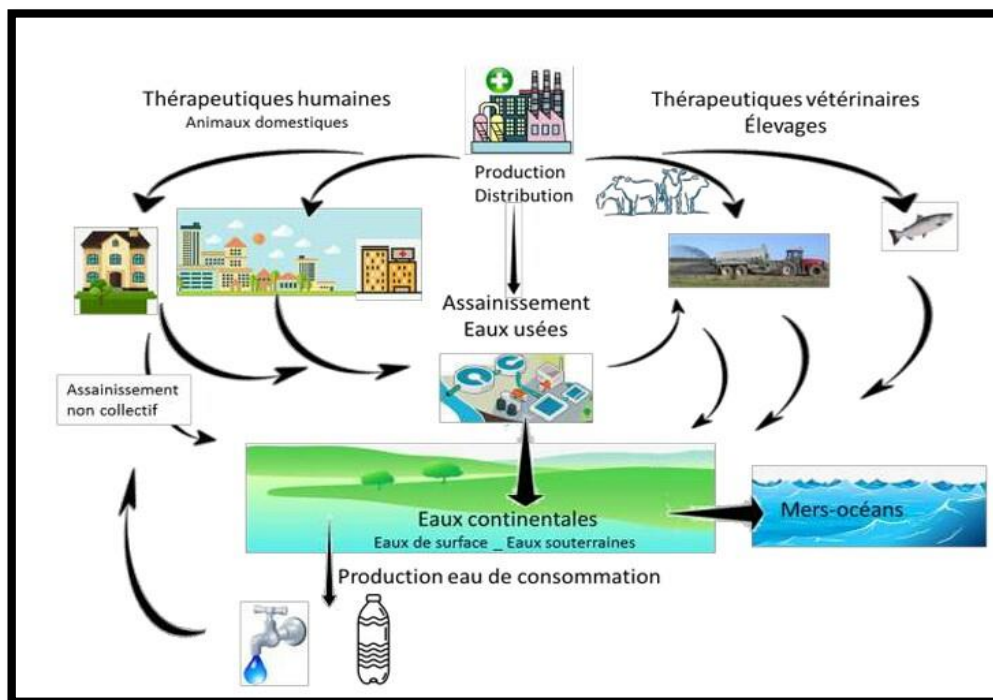
La présence d'antibiotiques dans l'eau potable résulte de la contamination des captages d'eau et illustre la mobilité de ces composés dans l'environnement aquatique. En 2008, **Kuehn** souligne dans le Journal de l'Association Américaine de Médecine «*Traces of drugs found in drinking water: Health effects unknown, safer disposal urged*», cette présence qui a été également mise en évidence dans les eaux de boisson (**Zwiener, 2007**).

#### 4 Origines des antibiotiques dans les milieux aquatiques

Afin d'évaluer les risques pour l'homme et pour l'environnement, il est nécessaire de répertorier l'ensemble des sources susceptibles de contribuer aux rejets environnementaux de ces substances.

Dans l'environnement aquatique, les sources d'antibiotiques sont très diverses. Cependant, les excréments des personnes ou des animaux d'élevage dans l'environnement ont été reconnues comme des sources principales de ces substances (**Hirsch et al., 1999; Golet et al., 2002**).

Les données publiées mettent maintenant clairement en évidence la présence de traces de ces molécules dans les eaux et leur provenance est résumée dans la figure 16 (Mokh, 2013).



**Figure 16 :** Diverses sources des antibiotiques (Académie Nationale de pharmacie, 2019).

Comme le montre la figure 16, les antibiotiques retrouvés dans l'environnement peuvent être d'origine humaine ou vétérinaire. Les principales sources de pollution sont les rejets directs des eaux usées urbaines et hospitalières, les rejets des eaux traitées et l'épandage des déjections animales (fumier, lisier) comme fertilisants à la surface des terres agricoles (Frédéric et Yves, 2014; Brown, 2004; Kemper, 2008; Michael *et al.*, 2013; Mojica et Aga, 2011).

### 4.1 Sources des antibiotiques à usage humain dans les eaux

Dans le cas de l'homme, ces molécules se retrouvent dans les eaux résiduaires urbaines qui sont épurées en station d'épuration et rejetées dans les eaux superficielles (cours d'eau, mer). Une partie des résidus de médicaments (RdM) retenus dans les boues est ultérieurement déposée sur les sols, si celles-ci sont épandues. En cas de système d'assainissement individuel, ce sont les eaux souterraines qui constituent le milieu récepteur (Conseil général de l'Environnement et du Développement durable, 2010). La figure cidessous montre les voies d'entrée des antibiotiques d'origine humaine dans l'environnement aquatique.

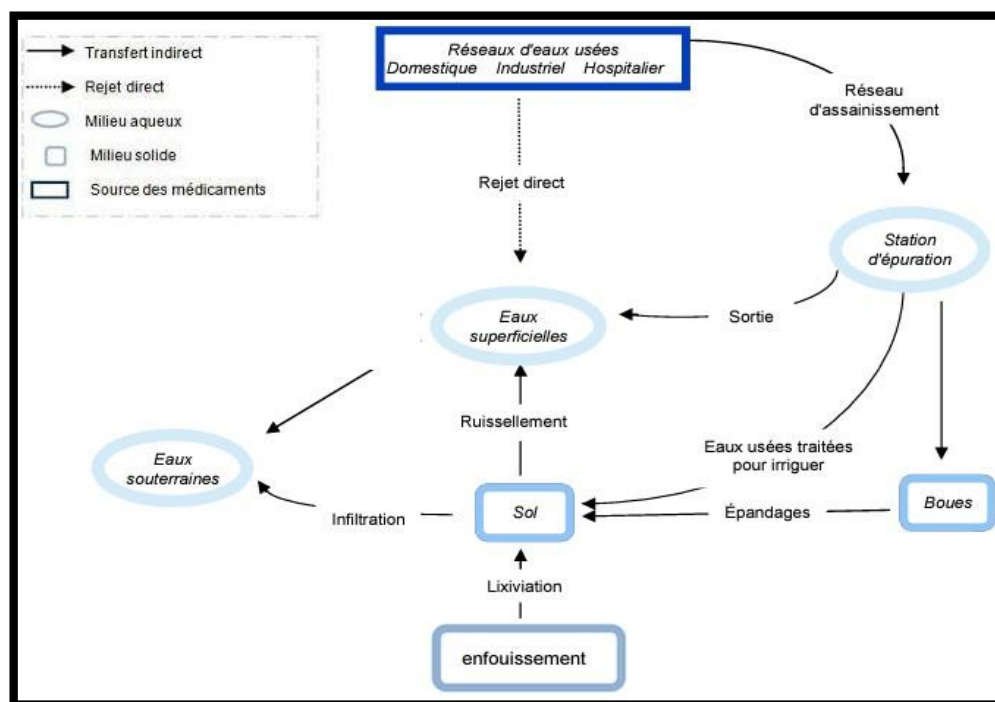


Figure 17 : voies d'entrée des antibiotiques d'origine humaine dans l'environnement aquatique (Ariza Castro, 2019).

#### 4.1.1 Dans les STEP

Les résidus de médicaments sont rejetés en continu dans les STEP. Les principales origines des antibiotiques dans ces endroits, sont l'excrétion domestique, les rejets de médicaments non utilisés (MNU), les effluents des établissements de santé (les hôpitaux) et les rejets des industries pharmaceutiques.

##### 4.1.1.1 Excrétion domestique et les rejets de médicaments non utilisés (MNU)

L'excrétion sans aucun changement d'un médicament administré à l'homme est estimée entre 50 et 90 %. Le reste étant éliminé par l'organisme sous forme de métabolites (Montague, 1998). Une fois un individu ou un patient traité soit en ville soit en milieu hospitalier, consomme un antibiotique, une partie de cette substance est éliminée par les voies d'excrétion physiologique (urine, fèces) sans être métabolisée (Cooper *et al.*, 2008). En plus des substances issues du métabolisme humain, on retrouve de médicaments non utilisés (MNU) et périmés éliminés via les éviers et les toilettes. De ce fait, ce type de rejet contribue également à la présence de ces substances dans les rejets d'eaux usées domestiques. D'après Corvaisier, (2000), au niveau de la population totale, il faut rajouter les médicaments non utilisés (MNU) comme source potentielle de pollution. Une étude réalisée en 1976 par la DDASS d'Aquitaine montre que le rejet de ces MNU dans les eaux usées est important. Ainsi selon Thebault, (1992), les modes de rejet se répartissent comme suit (tableau 18).

**Tableau 18 :** Répartition des modes de rejets des MNU par le particulier (**Thebault, 1992**).

Poubelle	<b>36,6%</b>
Evier	<b>23,5%</b>
WC	<b>15%</b>
Brûlés	<b>14%</b>
Gardés dans des sacs	<b>5%</b>
Enterrés	<b>3%</b>
Données aux œuvres	<b>3%</b>

Ceci montre une forte proportion de MNU rejetés dans les eaux usées. De ce point de vue, on prend en considération la difficulté de quantifier ces MNU éliminés dans les ordures ménagères avec les déchets classiques ou directement dans les égouts par méconnaissance des filières de recyclage. En 2005, une enquête réalisée par Bound et Voulvoulis, auprès de 400 foyers du sud-est de l'Angleterre, a montré que 12 % des ménages jetteraient leurs restes de traitements après utilisation et l'élimination se ferait pour 63 % dans les ordures ménagères, pour 22 % par retour en pharmacie et pour 11,5% dans les égouts, En France, l'institut de sondage Conseil, Sondage et Analyse (CSA) estime à 23 300 tonnes la masse de MNU pour 2012 (**Cyclamed, 2011**).

#### **4.1.1.2 Les effluents hospitaliers**

En ce qui concerne les effluents hospitaliers, les établissements de santé sont des sources importantes de substances pharmaceutiques dans les eaux usées. Notamment, les hôpitaux qui sont considérés comme une des sources majeures de rejet d'antibiotiques dans la voie urbaine (**Gómez et al., 2006**). L'activité médicale effectuée à l'intérieur de ceux-ci, conduit généralement à une consommation élevée de molécules pharmaceutiques et à un taux d'excrétion élevée (**Frédéric et Yves, 2014; Orias et Perrodin, 2013**). En effet, 25% des antibiotiques à usage humain utilisés, le sont dans les hôpitaux et la concentration de ces substances dans leurs effluents est de 4 à 100 fois plus élevée que dans les effluents municipaux (**Zabczynski, 2008**). En 2010, Verlicchi et ses collaborateurs, ont réalisé une étude sur des données publiées et ont observé que les concentrations en antibiotiques retrouvées dans les effluents hospitaliers sont de cinq à dix fois plus élevées que dans les eaux usées urbaines. Il est important de dire, que les eaux hospitalières sont rarement traitées avant de rejoindre le système de collecte des eaux traitées municipal. Cependant des études (**Kummerer, 2009**) indiquent que l'impact des hôpitaux n'est pas aussi élevé. Puisque l'usage communautaire représente plus de deux tiers de la consommation totale dans plusieurs pays (70% dans le Royaume-Uni, 75% dans les États-Unis et 75% en Allemagne) et les

concentrations reportées sont souvent similaires ou inférieures à celles trouvées dans les STEP. Il est à noter que le développement des traitements ambulatoires et des traitements en hospitalisation à domicile conduit lui aussi à un rejet plus diffus d'effluent contaminés dans les réseaux de collecte. Ceci est dû à l'augmentation de la population et de l'espérance de vie ne faisant qu'accroître l'utilisation de médicaments, les rejets sont voués à augmenter.

### **4.1.1.3 Les rejets des industries**

Pour ce qui est des rejets des industries pharmaceutiques, cette source est actuellement mal évaluée. **Larsson *et al.*, en 2007**, attirent l'attention sur cette problématique en révélant les résultats de mesures effectuées dans un contexte très particulier d'un site de production indien : la station d'épuration raccordée à 90 établissements de production pharmaceutique est à l'origine d'un rejet moyen quotidien de près de 45kg de ciprofloxacine dans le milieu naturel. Néanmoins, la nature et l'origine de la pollution sont différentes selon l'activité de l'entreprise. Pour une industrie de phase primaire, la charge polluante en substances médicamenteuses est essentiellement issue des eaux de procédés. Elles sont constituées des eaux provenant des opérations d'extraction de l'antibiotique des milieux de culture. Le rejet est quasi continu du fait des nombreux réacteurs utilisés. Pour une industrie de façonnage, la pollution provient des eaux de lavage des cuves de mélange. Les premières eaux de lavage peuvent être très concentrées. Les rejets sont variables au cours de l'année en fonction de la demande (**Thebault, 1992**). De ce fait, ce sont les emplacements dédiés aux rejets de ces usines qui contribuent de façon majoritaire à la pollution où les concentrations des médicaments sont extrêmement importantes et non pas la fabrication et le conditionnement de ces substances qui sont les sources les plus importantes (**Larsson *et al.*, 2007 ; Phillips *et al.*, 2010**).

### **4.1.2 Dans les eaux superficielles**

Les eaux de surface ont pour la contamination médicamenteuse diverses sources telles que le rejet direct des eaux usées, les effluents de STEP, ou indirectement par ruissellement de sols contaminés par des résidus de médicaments (RdM).

#### **4.1.2.1 Rejets directe des eaux usées**

Les rejets d'eaux usées contenant des RdM sont ainsi considérés comme la voie principale de la contamination des milieux aquatiques. Notamment dans les zones non raccordées au réseau d'assainissement.

### 4.1.2.2 Effluent de la STEP

Les stations d'épuration des eaux usées (STEP) sont la principale source de dispersion de composés pharmaceutiques à usage humain dans l'environnement (**Kümmerer, 2001**) à partir de la collecte réalisée par les réseaux d'assainissement. Une étude menée dans des cours d'eau du nord-est de l'Arkansas aux Etats Unis a montré que les rejets de STEP sont une source importante d'antibiotiques. Ainsi, des antibiotiques appartenant aux classes des macrolides, quinolones et sulfonamides ont été détectés dans les trois cours d'eau étudiés et plusieurs de ces antibiotiques ont aussi été retrouvés dans les sédiments du lit des rivières à des quantités significativement plus élevées que celles observées dans la colonne d'eau (**Masseya et al., 2010**). Ces STEP ne sont pas conçues pour éliminer les molécules d'antibiotiques ou d'autres contaminants chimiques émergents et, par conséquent, ceux-ci sont déversés en presque totalité ou partiellement dans les cours d'eau. Il s'agit alors d'une source ponctuelle de contamination, puisque les antibiotiques sont rejetés dans un endroit précis. Alors, leurs résidus sont rejetés dans les eaux de surfaces avec les effluents à des concentrations variables.

D'après **Battet et al., (2006)** ; **Giger et al., (2003)** et **Ternes (1998)**, lors du passage des eaux usées à travers les STEP certains antibiotiques sont partiellement éliminés. Leur élimination dépend de la structure et des propriétés moléculaires du composé, ainsi que du fonctionnement de la STEP.

Dans les eaux de surface certains de ces molécules sont détectés jusqu'à 1 µg/L. Ils proviennent principalement des STEP et présentent une dégradation faible voire nulle (**Kümpel et al., 2001**). Les STEP peuvent, également, recueillir les rejets hospitaliers et industriels des usines de production pharmaceutique contenant des RdM, ils sont finalement déversés dans les eaux superficielles (**Ariza Castro, 2019**). Les rejets domestiques, industriels et hospitaliers rejoignent les STEP, quand elles existent, pour être traités. Cependant, les stations d'épuration conventionnelles ne sont pas adaptées pour traiter ce mélange complexe de substances (contenant des molécules parentes, des métabolites et des produits de dégradation) dues à la grande variabilité de leurs caractéristiques physico-chimiques.

### 4.1.2.3 Ruissellement de sols contaminés par des RdM

Les RdM peuvent rejoindre les eaux superficielles par le ruissellement et les eaux souterraines par l'infiltration (**Ebele et al., 2017**; **Li, 2014**). D'autres voies de contamination par les antibiotiques moins significatives correspondent à la contamination des sols due aux

sites d'enfouissement, à l'épandage de boues et à l'utilisation d'eaux usées traitées provenant des STEP pour l'irrigation. Selon **Golet et al., (2003)**, les antibiotiques sont partiellement éliminés des eaux usées dans les STEP. Cependant ils se retrouvent alors dans les boues d'épuration. L'épandage de ces boues sur les sols agricoles donne lieu à une autre voie de transport des antibiotiques dans l'environnement. Les antibiotiques sont les composés les plus abondants dans les boues de STEP avec des concentrations dépassant fréquemment le 1 µg/g en particulier pour les familles des macrolides, des fluoroquinolones, ou des tétracyclines (tableau 19).

**Tableau 19** : Concentrations en antibiotiques (en µg/g) les plus abondants dans les boues de STEP par familles.

Famille d'antibiotiques	Molécules	Concentration (µg/g)	Références
Macrolides	- Azithromycine	5,2	(US EPA, 2009)
	- Tylosine	4	(Nieto et al, 2007)
Fluoroquinolones	- Ciprofloxacine	97,5	(Thomas et al, 2007)
	- Ofloxacine	58,1	(US EPA, 2009)
Tétracyclines	- Tétracycline	5,275	(US EPA, 2009)
	- Doxycycline	5,09	

Les sites d'enfouissement (ou centre de stockage de déchets ultimes) sont les dépôts définitifs de divers déchets solides et semi-solides qui peuvent contenir des RdM. Ils sont considérés une source potentielle de ces molécules dans l'environnement. Une fois éliminés dans l'enfouissement, les RdM peuvent être dégradés par les micro-organismes, adsorbés par les déchets solides, mais la plupart se dissolvent dans les lixiviats (**Musson et Townsend, 2009**). Les lixiviats provenant des sites d'enfouissement sont considérés comme une source de contamination des eaux souterraines.

### 4.1.3 Dans les eaux souterraines

Peng et ses collaborateurs (2014) ont montré la présence de RdM dans les eaux souterraines près de deux sites d'enfouissement municipales au sud de la Chine. Les RdM comprenant des antibiotiques/anti-infectieux sulfaméthoxazole et ofloxacine ainsi que des analgésiques/anti-inflammatoires ibuprofène et naproxène dont les concentrations maximales étaient respectivement de 124,5 ng/L ; 44,2 ng/L ; 57,9 ng/L et 86,9 ng/L (**Peng et al., 2014**). Les antibiotiques sont également détectés dans les eaux souterraines en faible concentration. Ils sont captés dans ces eaux par l'écoulement à partir des produits associées aux rejets domestiques solides dans les sites d'enfouissement. D'après **Boxall (2004)**, cette voie de transport, considérée comme une voie mineure, ne doit pas être négligée, surtout lorsqu'on



considère qu'une proportion significative de la population des États-Unis (54%) et du Royaume-Uni (71%) éliminent les médicaments inutilisés en les jetant à la poubelle (**Bound et Voulvoulis, 2005**). Les eaux souterraines peuvent être contaminées par les RdM à travers l'infiltration des eaux de surface fortement contaminées ou par lessivage des fertilisants utilisés en agriculture.

### **4.1.3.1 Infiltration des eaux de surface contaminées par des RdM**

L'échange hydraulique latéral ou vertical permet de transférer les RdM vers les eaux souterraines par la zone hyporheïque (la zone de transition entre les eaux de surface des cours d'eau et les eaux souterraines (**Lewandowski et al., 2011**). Une étude de **Bradley et al., (2014)** a montré que l'infiltration d'eaux de surface contaminées causait la présence des RdM comme la carbamazépine et le sulfaméthoxazole dans les eaux souterraines peu profondes à des concentrations supérieures à 20 ng/L (**Bradley et al., 2014**).

### **4.1.3.2 Lessivage de fertilisants contenant des RdM dans les sols agricoles**

De plus, les boues d'épuration chargées en molécules non dégradées peuvent être valorisées dans l'agriculture comme fertilisant après homologation, avec la possibilité de retrouver ensuite les résidus de médicaments dans les eaux superficielles après infiltration dans les sols et lessivage.

### **4.1.4 Dans l'eau potable**

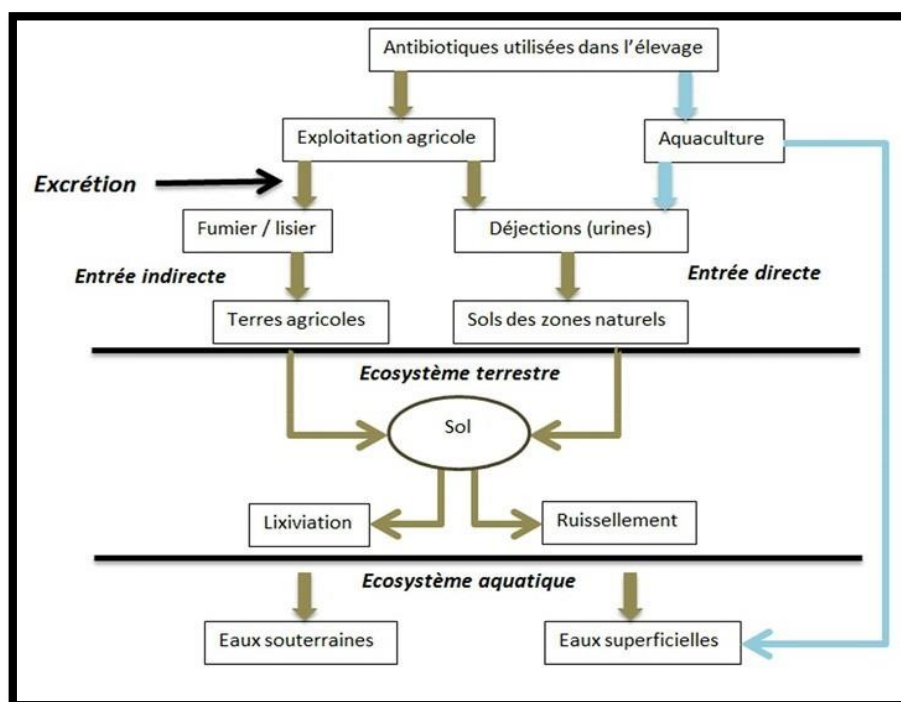
L'eau usée, une fois traitée dans les STEP, rejoint le milieu récepteur où elle va être diluée. Les résidus de médicaments qu'elle contient peuvent ainsi se retrouver dans l'eau captée pour être transformée, via des stations de potabilisation, en eau destinée à la consommation humaine (EDCH) (**Deblonde, 2013**). De ce fait, la présence d'antibiotiques dans l'eau potable résulte de la contamination des captages d'eau et illustre la mobilité de ces composés dans l'environnement aquatique. En effet, les ressources en eau (eaux de surface et eaux souterraines) contaminées par les antibiotiques sont les principales origines de ces substances dans l'eau potable.

## **4.2 Sources des antibiotiques à usage vétérinaire dans les eaux**

L'administration de produits pharmaceutiques vétérinaires en élevage animal peut avoir différents objectifs : thérapeutique, prophylactique ou facteur de croissance. Comme les médicaments à usage humain, ils peuvent être administrés par voies externes ou internes. Selon **Sarmah et al., (2006)**, les antibiotiques utilisés chez les animaux d'élevage sont excrétés sous leur forme active à des taux pouvant aller jusqu'à 95% de la dose administrée. En effet, différentes études ont montré la présence des antibiotiques dans les excréments des



animaux d'élevage. Par exemple des concentrations de 20 mg/kg de SA ont été trouvées dans du fumier de porc et des concentrations de 300-900 mg/kg de sulfadiméthoxine ont été détectées dans des matières fécales fraîches provenant de veaux traités (Mojica et Aga, 2011). En Europe, plus de 2500 tonnes de tétracyclines sont utilisées chaque année dans le traitement vétérinaire, la famille des tétracyclines étant un des plus largement utilisés à ces fins. Chez les bovins, 75% de la chlortétracycline et 23% de l'oxytétracycline ingérés sont retrouvés dans le fumier (Halling-Sorensen *et al.*, 2002; Mojica et Aga, 2011). Chez les porcs, jusqu'à 72% des tétracyclines sont retrouvés dans les excréments. Zheng *et al.*, (2012) ont détecté des tétracyclines à des concentrations de 2.8 à 42.4 µg/kg dans les sols agricoles fertilisés avec du fumier de porc en Chine. D'une manière générale, les antibiotiques d'origine vétérinaire atteignent les milieux naturels, par l'application du fumier ou par les déjections directes des animaux. Une fois dans les sols ils peuvent lixivier ou ruisseler et contaminer ainsi les écosystèmes aquatiques de surface et souterrains (Deux sources hydriques fondamentales pouvant être, soit directement, soit indirectement, utilisées pour l'approvisionnement en eau et pour la consommation humaine et animale). D'autre part, des antibiotiques sont libérés directement dans les milieux naturels lors de son utilisation dans l'aquaculture (Peralta, 2016). La figure 18 décrit les voies d'entrée des antibiotiques d'origine vétérinaire vers les écosystèmes terrestres et aquatiques.



**Figure 18 :** Voies d'entrée des antibiotiques d'origine vétérinaire vers les écosystèmes naturels (modifié d'après Kemper, 2008).

### 4.2.1 Dans les eaux superficielles

Les molécules antibiotiques vétérinaires peuvent atteindre les eaux de surface par deux voies principales, soit directement par l'aquaculture, soit indirectement par ruissellement de sols contaminés par déjections et effluents animales, ce transport est considéré comme une voie mineure.

#### 4.2.1.1 L'Aquaculture

Dans les aquacultures et les maricultures, les antibiotiques sont administrés aux animaux d'élevage par la nourriture. Ces substances sont alors introduites directement dans l'environnement aquatique par la nourriture non consommée ou par les excréments des animaux. En effet, Les produits pharmaceutiques vétérinaires utilisés dans l'aquaculture pénètrent directement dans les eaux de surface.

L'administration des antibiotiques se fait majoritairement par inclusion dans la nourriture (granulés distribués dans les parcs et cages piscicoles) et par injection. D'après **Boxall et al., (2004)**, les granulés d'aliment additionnés d'antibiotiques ne sont qu'en partie consommés : une large proportion d'antibiotiques reste ainsi dans l'environnement aquatique et peut être distribuée vers les autres compartiments (cas des poissons d'élevage infectés). De plus, les molécules antibiotiques sont faiblement absorbées par le tube digestif des poissons et sont éliminés en grande partie via les fèces et les urines (**Milewski, 2002**).

#### 4.2.1.2 Ruissellement après épandage de fumiers/lisiers sur les sols agricoles

Dans les fermes, les excréments des animaux (déjections et effluents animales) sont souvent stockés dans des lagunes de rejet ou d'autres structures d'entreposage de fumier et ensuite appliquées comme fertilisants sur les sols agricoles (**Boxall, 2004**). De fait, certains résidus médicamenteux restent dans le compartiment sol plus ou moins longtemps et sont susceptibles de réagir avec la flore et la faune. Les rejets sur le sol peuvent aussi arriver de façon indirecte par l'utilisation d'épandage des fumiers et lisiers issus d'animaux traités (**Fradin, 2019**). La quantité d'antibiotiques apportée de cette façon dans les sols agricoles peut atteindre plusieurs centaines de grammes par hectare et par an. Ces substances antimicrobiennes d'origine vétérinaire ou agrochimique sont entraînées avec les pluies, vers les eaux de surface ou les eaux souterraines (**Stamm, 2005 ; Stoob et Schmitt, 2005**).

### 4.2.2 Dans les eaux souterraines

Les antibiotiques d'origine animale peuvent atteindre les eaux souterraine principalement par l'épandage des déjections animales (fumier, lisier) comme fertilisants à la surface des terres agricoles (**Frédéric et Yves, 2014; Brown, 2004; Kemper, 2008; Michael**

*et al.*, 2013; Mojica et Aga, 2011). Une fois dans les sols ils peuvent lixivier et contaminer ainsi les eaux souterrains.

**Remarque** : Les antibiotiques libérés peuvent aussi se déposer dans les sédiments et être ensuite relégués dans l'eau (Cabello, 2006).

### 5 Formes des antibiotiques dans les milieux aquatiques

Les formes, sous lesquelles ces molécules sont retrouvées dans le milieu aquatique, sont très variables (Mokh, 2013). Ils peuvent se présenter sous leurs formes natives : lorsque les molécules sont issues d'épandage direct dans les fermes aquacoles, rejetés par les usines de production ou excrétés sans avoir subi de transformation métabolique. Ou sous formes de métabolites dégradés dans le corps ou bio-transformés par les bactéries dans les STEP. Ou alors sous formes conjuguées qui sont les métabolites environnementaux résultant de la transformation dans l'environnement (par hydrolyse, photolyse...).

### 6 Dégradation des antibiotiques en milieu aquatique

Le devenir des contaminants émergents tels que les antibiotiques dans l'environnement aquatique dépendant de leurs propriétés physico-chimiques, des conditions du milieu récepteur ainsi que des processus de dégradation susceptibles d'entraîner leurs transformations. Le terme **devenir** englobe les phénomènes de transport et transformation auxquels ces molécules vont être soumises.

#### 6.1 Propriété physico-chimiques

Les caractéristiques physico-chimiques des antibiotiques permettent d'avoir des informations concernant le comportement potentiel de ces molécules dans l'environnement (Algros, 2005). Ce sont principalement :

- **L'hydrosolubilité** : Les antibiotiques dans leur ensemble sont de légèrement solubles à fortement solubles dans l'eau.
- **pKa et degré d'ionisation** : La constante de dissociation (pKa) représente le degré de d'ionisation d'une molécule à un pH connu (Howard, 1989). Elle est influencée par le pH environnemental.
- **La constante de Henry 'Hc'** : C'est le rapport de la concentration d'une molécule dans la phase gazeuse sur la concentration en phase aqueuse. Les composés à faible **Hc** auront tendance à rester en phase aqueuse (Howard, 1989). Toutes les familles d'antibiotiques ont des **Hc** très faible < 0,1 Pa.L/mol (Rogers, 1999) ; elles sont donc peu volatilisables.

- **Le coefficient de partage octanol/eau ( $\log K_{ow}$ ) :** C'est le rapport entre la concentration à l'équilibre d'une substance chimique dans l'octanol et la concentration de cette substance dans l'eau (**Howard, 1989**).
- **Les coefficients de partage carbone-organique-eau ( $K_d$ ) et ( $K_{oc}$ ) :**

**Le  $K_d$  :** C'est le rapport entre la concentration en élément adsorbée et la concentration à l'état dissous à l'équilibre (**Howard, 1989**).

**Le  $K_{oc}$  :** C'est le rapport entre la quantité adsorbée d'un composé par unité de poids de carbone organique du sol ou du sédiment et la concentration en ce même composé en solution aqueuse. Il est utilisé pour déterminer la mobilité d'un composé dans les sols (**Howard, 1989**).

Le  **$\log K_{ow}$**  et le  **$K_d$**  sont étudiés afin de déterminer la sorption des antibiotiques. Selon **Algers, (2005)**, la sorption gouvernée par les caractéristiques intrinsèques de l'antibiotique et par les conditions environnementales est un paramètre majeur parce qu'elle influence la disponibilité d'une molécule et donc sa dégradation qu'elle soit abiotique ou biotique, ainsi que sa quantification par les méthodes analytiques. En plus, elle gouverne la répartition d'une molécule dans les phases aqueuses et solides et donc les concentrations dans les différentes matrices.

### 6.2 Conditions du milieu récepteur

Ce sont l'un des facteurs qui influencent sur les différents processus de devenir des antibiotiques dans l'environnement. Ces conditions sont essentiellement : le pH environnemental, les propriétés biologiques du milieu (diversité et activité microbienne et fongique, rhizosphère, etc.), et les conditions locales (ex ; température, précipitations, rayonnement UV) (**Peralta, 2016**).

### 6.3 Processus de dégradation

Pour ce qui est des processus de dégradation des antibiotiques dans les milieux naturels, les phénomènes de dégradation naturelle peut être abiotique ou biotique.

#### 6.3.1 Dégradation abiotique ou chimio-dégradation

Plusieurs processus interviennent dans la dégradation abiotique des antibiotiques. En effet ils vont être naturellement atténués avec les processus de dilution et diffusion, volatilisation, adsorption par sol, et principalement photodégradation (la photolyse), hydrolyse et oxydation ces réactions conduisent à des modifications dans la structure chimique de la molécule.

### 6.3.1.1 La photodégradation

La photodégradation est un processus abiotique intervenant dans le devenir des produits pharmaceutiques comme le démontrent plusieurs études (**De la Cruz et al., 2012; Niu et al., 2013; Ryan et al., 2011; Trovó et al., 2009; Wu et al., 2011**).

Elle est l'un des principaux mécanismes de réduction des concentrations des antibiotiques sensibles à la lumière (quinolones, tétracyclines) dans les eaux de surface (Boreen et al, 2004). La réactivité de ces substances à la lumière est due à leurs structures moléculaires contenant des groupements fonctionnels capables d'absorber les longueurs d'onde de la lumière naturelle (350-800 nm) ou de réagir avec des espèces réactives ( $O_2$  singulet et  $OH\bullet$ ) présentes dans les milieux aquatiques (**Boreen et al., 2004**). Deux types de processus de phototransformation peuvent être distingués: directe ou indirecte :

- **Photolyse direct** : Elle se fait par absorption directe des rayons solaires. La molécule est excitée par l'absorption d'un photon résultant en une réaction chimique, généralement une oxydation (**Dąbrowska et Namieśnik, 2004**).
- **Photolyse indirect** : La photolyse indirect se fait par réaction avec des réactifs intermédiaires transitoires tels que l'oxygène singulet (état excité de l'oxygène fondamental), des radicaux hydroxyles ou d'autres espèces très réactives retrouvées dans les eaux naturelles) (**Trovó et al., 2009**). Selon **Remucal (2014)**, au cours de la photodégradation indirecte, un photo-sensibilisateur naturel (exemple des nitrates et des acides humiques) absorbe la lumière et forme des intermédiaires radicalaires très réactifs ou encore des peroxydes (R-O-O-R) qui réagissent sur les composés ciblés.

**Remarque** : Les photodégradations interviennent dans les phénomènes de biodégradation de manière significative pour des composés comme le naproxène et le diclofénac (**Lin et Reinhard, 2005**). Produisant des composés parfois plus toxiques que la molécule mère (**Isidori et al., 2005**). **Lam et Mabury (2005)** ont mis en évidence des photoproduits issus de défluorination de la fluoxétine par **photodégradation**.

Les deux mécanismes de photolyse dépendent des variations de l'intensité du rayonnement solaire selon la latitude et la saison (**Andreozzi et al., 2003; Jasper et Sedlak, 2013**). Cependant, dans les milieux naturels, la photolyse peut être diminuée par la turbidité dans les milieux aquatiques. Ainsi, Les ions inorganiques et la matière organique dissoute (MOD) présents dans les milieux naturels peuvent conduire à l'absorption d'énergie lumineuse

(Tong *et al.*, 2011) et inhiber le taux de photolyse des composés antibiotiques. (Peralta, 2016 ; Ariza Castro, 2019).

### 6.3.1.2 L'hydrolyse

L'hydrolyse est le phénomène le plus connu qui est considéré comme une transformation spontanée. D'après Andreozzi *et al.*, (2003), c'est l'un des principaux phénomènes de la dégradation expliquant les basses concentrations des  $\beta$ -lactamines dans les eaux. L'anneau  $\beta$ -lactam (anneau azetidione) est clivé en milieux aqueux aboutissant à la formation d'un groupement carboxylique et d'une amine secondaire. Certaines tétracyclines semblent aussi être affectées par ce type de dégradation (Halling-Sorensen, 2000). Cependant, d'autres classes telles que les quinolones et les sulfonamides semblent être résistantes à l'hydrolyse (Kummerer, 2009). Cependant, tous les composés ne sont pas sensibles à ce processus de dégradation. Par exemple, les sulfonamides et quinolones sont connues pour être résistantes à l'hydrolyse (Cetecioglu *et al.*, 2013).

### 6.3.1.3 L'oxydation

L'oxydation est basée sur la production d'entités radicalaires, notamment, les radicaux hydroxyles qui sont des espèces oxydantes les plus puissantes. De ce fait, le radical hydroxyle joue un rôle majeur. Les réactions d'oxydation impliquant les radicaux hydroxyles en présence de substrats organiques (en milieu aqueux) sont principalement des réactions d'addition électrophile et des réactions d'abstraction d'hydrogène (Mezghich, 2017). En effet, les études récentes (Zhang et Huang, 2005) démontrent que les quinolones sont oxydées rapidement par les oxydes de Mn (IV). Ces processus réactifs ont plus d'importance dans les milieux terrestres, étant donné la présence commune des oxydes de manganèse dans les sols et les sédiments, mais contribuent à la diminution des concentrations de ces antibiotiques dans les zones agricoles (Mokh, 2013).

## 6.3.2 Dégradation biotique : la biodégradation

La biodégradation est considérée comme un important atténuateur naturel des RdM. Les microorganismes naturels du milieu consomment les produits organiques, en l'occurrence des RdM et s'en servent comme une source d'énergie pour se développer. Dans ce processus cité par Ariza Castro, (2019), les RdM subissent des réactions qui entraînent la formation de produits de transformation (Ebele *et al.*, 2017). Les microorganismes interviennent dans ce processus comme catalyseurs dans la réaction induisant un aspect complexe à la transformation dans les eaux de surface (Mezghich, 2017).

En effet, la biodégradation des composées antibiotiques s'est révélée être faible pour la plupart des composés étudiés (Alexy *et al.*, 2004; Girardia *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2012). Alexy *et al.*, (2004) ont étudié la biodégradation de 18 antibiotiques en condition anaérobie, leurs résultats ont montré qu'il n'y a pas de biodégradation pour 17 des 18 molécules étudiées dont l'érythromycine, la tétracycline, le triméthoprim, le sulfaméthoxazole, l'ofloxacine et la vancomycine. Cependant, le potentiel de biodégradabilité entre les différentes molécules et les différentes études reste très variable. Par exemple, Bertelkamp *et al.*, (2014) ont observé que le triméthoprim était une molécule biodégradable, tandis que le SMX était plus persistant avec des coefficients de biodégradabilité nuls ou très faibles (Peralta, 2016).

Par ailleurs, Les résultats des tests effectués en laboratoire, tel que le test ISO (Norme ISO 11734:1995) classent les antibiotiques comme étant des produits non-biodégradables.

### 6.4 Le phénomène de bioaccumulation

le potentiel de bioaccumulation des antibiotiques dans les organismes et les chaînes trophiques a été mis en évidence (Puckowski *et al.*, 2016), même si les connaissances à ce sujet sont encore très faibles. Par exemple, Hu *et al.*, (2010) ont observé que la distribution des antibiotiques dans les végétales étudiés était dans la séquence suivante : Feuille. Tiges ensuite racines.

En 2016, Valdés *et al.*, ont observé la bioaccumulation des antibiotiques dans des espèces sauvages des poissons. Dans cette étude, vingt produits pharmaceutiques ont été observés chez *Gambusia affinis* et quinze chez *Jenynsia multidentata* en lien avec la pollution de la rivière Suquía, dans la province de Cordoba (Argentine). Chen *et al.*, (2015) ont étudié la bioaccumulation dans six fermes aquacoles marines situées dans l'île Hailing, Chine du Sud. L'Erythromycine a été l'antibiotique observé majoritairement chez le crustacé *Fenneropenaeus penicillatus* au stade adulte, a des concentrations allant de 2498 au 15090 ng/g (Peralta, 2016).

## 7 Risques sanitaires de la contamination d'eaux en antibiotiques sur la santé humaine

La problématique de la contamination des milieux naturels par antibiotiques n'est pas seulement liée à la présence de la molécule mère, mais aussi à la formation des métabolites dans les organismes ou lors de sa dégradation. Par ailleurs, la toxicité de ces composées de dégradation peut parfois être du même ordre ou plus élevée que celle du composé parent



(Han *et al.*, 2016; Hiba *et al.*, 2016). Cette contamination peut induire des effets indésirables et des problèmes pour l'environnement et pour la santé de l'être humain :

- Développement des populations microbiennes résistantes, incluant des organismes pathogènes (Goni-Urriza *et al.*, 2000; Nwosu, 2001; Sengelov *et al.*, 2003; Davies et Davies, 2010; Negreanu *et al.*, 2012).
- Altération de la structure des populations microbiennes naturelles et de la physiologie des microorganismes, induisant des perturbations des cycles biogéochimiques (Alexy *et al.*, 2004 ; Martinez, 2009; Schauss *et al.*, 2009).
- Impacts toxicologiques. (Peralta, 2016).

Les données toxicologiques disponibles sont issues des dossiers d'autorisation de mise sur le marché (AMM). Elles correspondent aux doses efficaces et toxiques destinées à évaluer les effets à court ou moyen terme, avec des doses thérapeutiques, et non les effets chroniques avec de petites doses sur la durée de la vie.

### 7.1 Voies d'exposition pour l'homme

L'exposition humaine aux résidus de médicaments présents dans l'environnement est quasi-inévitable. Aucun milieu aquatique (eaux souterraines, eaux de surface, eaux traitées, eau destinée à la consommation humaine) n'est totalement exempt de contamination par des principes actifs (Deblonde, 2013). En effet, divers modes d'exposition de l'homme aux résidus de médicaments sont envisageables. Le principal est l'absorption des eaux destinées à la consommation humaine, c'est sans doute le cas le plus facile à étudier : en considérant les concentrations des molécules identifiées et en tenant compte des indices et de la durée de consommation, il est possible d'évaluer les doses journalières ou vie entière qui sont absorbées en moyenne par une population (Académie Nationale de Pharmacie, 2008). Les autres voies de pénétration (cutanée, pulmonaire) restent très minoritaires et négligeables, si on exclut les risques professionnels.

### 7.2 Nocivité et risques

D'après l'Académie Nationale de Pharmacie (2008), Les risques pour l'homme liés à l'absorption éventuelle de petites doses de résidus de médicaments pendant la vie entière sont totalement inconnus. Pour les antibiotiques présents dans l'eau potable, les risques pour l'homme sont à la fois directs et indirects :

- Le principal risque indirect est lié au développement des souches des bactéries résistantes aux antibiotiques.



- Les risques directs sont liés à l'exposition chronique de l'homme aux résidus de médicaments, par contact avec l'eau ou par consommation d'eau et/ou poisson.

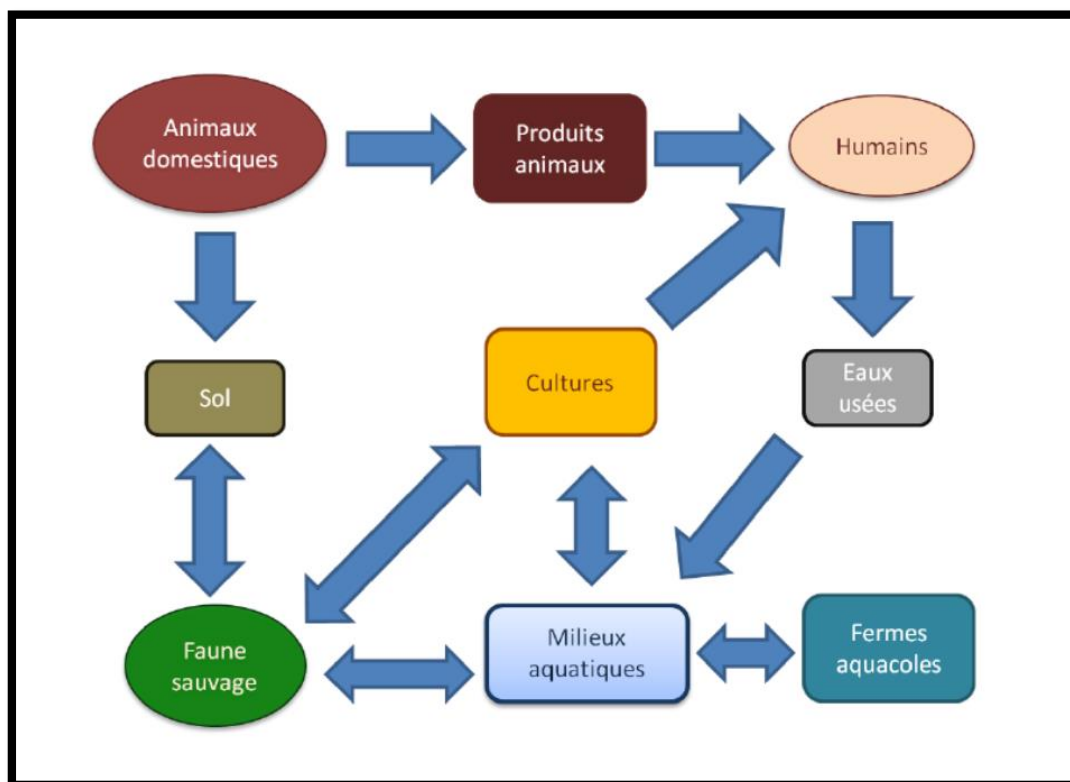
### 7.2.1 Effets directs par la consommation de l'eau potable

Les risques sanitaires liés aux résidus de médicaments retrouvés dans les eaux destinées à la consommation humaine ont été étudiés. Selon le rapport de l'ANSES (2013), les risques liés à l'ingestion de médicaments via l'EDCH sont considérés comme négligeable. Notamment, l'ingestion d'antibiotiques par l'eau du robinet est également possible puisqu'une étude italienne a montré que la tylosine y est présente à des teneurs de 0,6 à 1,7 ng/L (**Zuccato et al., 2000**). En effet, les faibles concentrations (0,1 - 5 ng/L) d'antibiotiques trouvées dans l'eau potable ont rendu difficile d'étudier leurs effets sur la santé humaine. Comparées aux doses recommandées pour les adultes (Conseil du médicament, 2005), ces concentrations sont moyennement 109 fois plus faibles. Même si l'on détermine la quantité totale d'un antibiotique ingérée durant une période de 70 ans (en supposant une consommation journalière de 2L d'eau potable contaminée avec 2 ng/L d'ofloxacine) celle-ci est encore environ 2500 fois inférieure à la dose journalière recommandée pour un patient. Néanmoins, des études récentes démontrent que les effets sur la santé humaine sont possibles surtout pour les fœtus et les jeunes enfants (**Pomati et al., 2008**), lorsqu'on considère l'effet combiné des mélanges de substances pharmaceutiques. Yargeau et ses collaborateurs montrent que l'exposition des cellules humaines à des produits de dégradation de l'ozonation de sulfaméthoxazole cause des changements de morphologie, indiquant ainsi la possibilité d'effets sur la santé humaine par l'ingestion d'eau potable contaminée (**Yargeau et al., 2008**). En 2005, **Ternak** propose une hypothèse d'après laquelle les traces des antibiotiques dans la nourriture et dans l'eau potable peuvent agir comme des promoteurs de la croissance et de l'obésité chez les humains, de façon similaire à ce qui est observé chez les animaux de rente. (**Mokh, 2013**).

### 7.2.2 Effet indirect par le développement de la résistance bactérienne aux antibiotiques

L'environnement est pollué à la fois par les microorganismes résistants d'origine humaine et animale, et par des concentrations résiduelles d'antibiotiques. Ces deux types de pollutions favorisent l'émergence de nouvelles résistances aux antibiotiques et leurs transferts entre espèces bactériennes. De ce fait, L'antibiorésistance est un phénomène complexe et ancien, devenu un problème majeur en santé humaine et animale du fait des effets combinés de trois acteurs (**Maurin, 2018**).

- La surconsommation des antibiotiques depuis plusieurs décennies ;
- La grande plasticité génomique et donc l'adaptabilité des bactéries à la pression de sélection exercée par ces molécules ;
- Les échanges permanents entre les trois grands réservoirs de gènes de résistance que sont l'environnement, les animaux et l'homme (Figure 19).



**Figure 19 :** Les échanges entre les différents réservoirs de gènes de résistance (**Bulletin CClin-Arlin, 2017**).

Selon **Algros et Jourdain (2007)**, Le lien entre la présence dans les effluents de bactéries avec un profil particulier de résistance et la concentration en résidus de médicaments n'est pas établi de façon certaine. En effet, la contribution potentielle d'antibiotiques au développement de la résistance chez les bactéries présentes dans l'eau est l'une des principales inquiétudes de la communauté scientifique par rapport à la présence de ces molécules dans l'environnement aquatique.

### 7.2.2.1 L'antibiorésistance

La résistance aux antibiotiques également appelée « antibiorésistance » est un phénomène naturel chez les bactéries face aux antibiotiques qui sont initialement des molécules produites par d'autres micro-organismes. Cependant, la surconsommation des antibiotiques et leurs mauvais usages favorisent l'émergence des bactéries antibiorésistantes

dans tous les écosystèmes (humains, animaux, sols, eaux...). En général, il y a une relation étroite entre la quantité d'antibiotiques utilisée et le degré de développement de la résistance. À titre d'exemple, dans les pays industrialisés, **Albrich et al., (2004)** montrent une corrélation positive entre la quantité d'antibiotiques utilisés par habitant et le pourcentage de souches de *Streptococcus pneumoniae* résistantes à la pénicilline et aux macrolides.

L'antibiorésistance est définie comme la capacité d'un micro-organisme à désactiver l'effet toxique des antibiotiques par l'acquisition de mécanismes de protection c'est-à-dire l'acquisition de compétences de résistance portées par des fragments de matériel génétique (**Helms et al., 2005**). Elle provient aussi de l'absence de cible de l'antibiotique sur une bactérie et des zones de sélection prioritaire telles que les élevages ou les établissements de soins.

Plus préoccupante, on parle de la résistance acquise qui résulte d'une modification du capital génétique bactérien et confère une tolérance à des concentrations plus élevées que celles qui inhibent les souches sensibles de la même espèce contrairement à la résistance naturelle qui fait référence à un caractère intrinsèque d'une espèce, elle est stable et transmise à la descendance (**Davies et Davies, 2010; Van Hoek et al., 2011**).

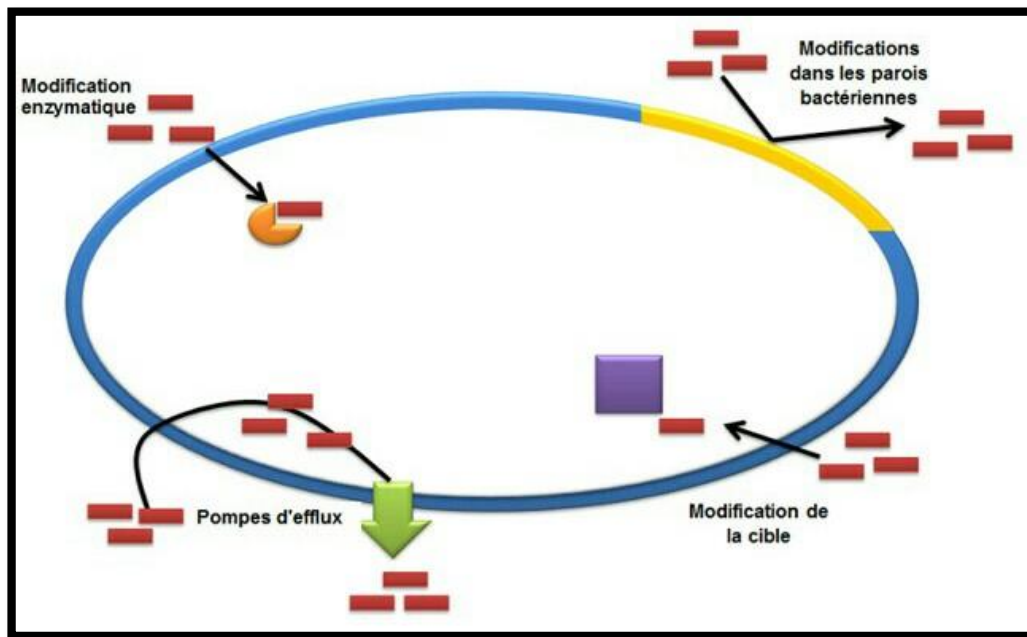
Ainsi, la présence d'antimicrobiens dans l'intestin des humains et des animaux traités contribue au développement des gènes des bactéries résistantes pouvant être excrétés dans les fèces et se propager dans les eaux usées, les boues, le fumier ou dans les sols.

### 7.2.2.2 Mécanismes de développement de l'antibiorésistance chez les bactéries

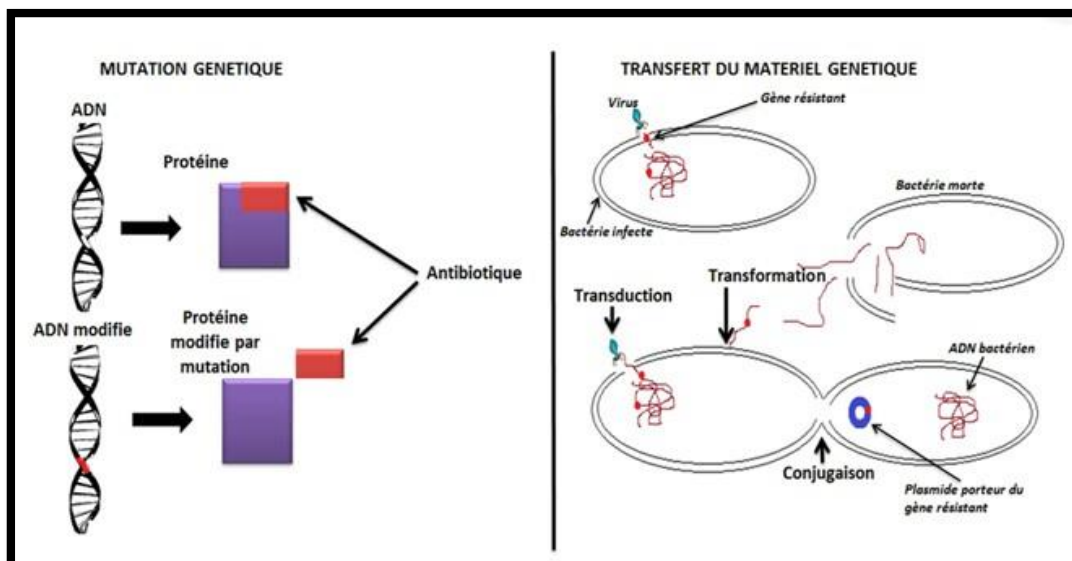
Le développement de la résistance des bactéries aux antibiotiques est rendu possible et elles peuvent devenir moins sensibles à ces substances grâce à différents mécanismes :

- Production d'enzymes inactivatrices (pénicillinases, céphalosporinases,  $\beta$ -lactamases à spectre étendu) favorise la dégradation des antibiotiques en modifiant leurs structures chimiques (ouverture du cycle  $\beta$ -lactame en ce qui concerne les  $\beta$ -lactamines).
- Modification de la cible de l'antibiotique.
- Diminution de la pénétration ou de l'accumulation intrabactérienne des antibiotiques par des porines, des mécanismes d'efflux des antibiotiques.
- Mutation sur des gènes communs, qui étendent le spectre de résistance de ces mutants (mutation d'enzymes : PLP pour les  $\beta$ -lactamines, méthylase pour les macrolides, topoisomérase IV pour les fluoroquinolones,...) (Figure 21).

- Transfert de gènes de résistance bactérienne via des éléments génétiques mobiles tels que, les plasmides ou les transposons entre des micro-organismes par conjugaison, transformation ou par transduction (Figure 21).
- Croissance de la pression de sélection qui entraîne le développement d'organismes résistants au détriment des organismes vulnérables (Merceron, 2016; Kouadio, 2009; Davies et Davies, 2010; Nwosu, 2001).



**Figure 20 :** Principaux mécanismes de résistance bactérienne aux antibiotiques (Merceron, 2016).



**Figure 21 :** Voies d'acquisition de résistance bactérienne aux antibiotiques par mutation et transfert du matériel génétique (Merceron, 2016).

**Remarque :** Les résistances chromosomiques ne concernent en général qu'un antibiotique ou une famille d'antibiotiques. Alors que les résistances plasmidiques peuvent quant à elles concerner plusieurs antibiotiques, voire plusieurs familles d'antibiotiques. Elles représentent le mécanisme le plus répandu, soit 80% des résistances acquises (**Inserm, 2018**).

### **7.2.2.3 Diffusion de bactéries antibiorésistantes dans le milieu hydrique**

En ce qui concerne le milieu hydrique la compréhension de l'évolution spatiale et/ou temporelle des profils d'antibiorésistance chez les bactéries aquatiques (bactéries indicatrices de contamination fécale et bactéries de l'environnement) est particulièrement intéressante. L'usage de l'eau par l'homme sous forme de boisson, usage alimentaire ou soins est un facteur favorisant cette antibiorésistance. De fait, la présence de bactéries résistantes est rapportée dans les eaux continentales et côtières polluées (**Attrassi, 1993 ; Parveen, 1997 ; Kessie, 1998**), dans les rejets de stations de traitement des eaux usées, dans les sédiments de piscicultures (**Depaola, 1995**), dans les effluents d'hôpitaux (**Kralikova, 1984**). Cependant, l'existence dans la nature d'un contact permanent avec des organismes producteurs d'antibiotiques (champignons, actinomycètes) et dans un environnement pauvre en nutriments, augmente une résistance naturelle chez les bactéries d'eaux isolées de sites apparemment dépourvus d'impact humain ou animal (**Delery, 1999**).

D'après **Lévi, (2006)**, les études publiées sur la recherche de bactéries antibiorésistantes dans les eaux de surface douces ou salées, souterraines, potables, usées, embouteillées, montrent que dans chaque type d'eau il est décelé, selon les protocoles employés, les espèces bactériennes recherchées et la gamme d'antibiotiques utilisée, des présences de résistance. Le phénomène est observé que ce soit dans des zones géographiques à forte densité urbaine ou dans des zones beaucoup moins peuplées, dans des pays développés ou des pays en développement. Le tableau ci-dessous montre quelques exemples de cette diversité :

**Tableau 20 :** Exemples de bactéries antibiorésistantes décelées dans différents types d'eau.

Type d'eau	Bactéries antibiorésistantes	Lieu de détection	Référence
<b>Eaux usées</b>	- 30 % de <i>Campylobacter</i> - 6 à 6 % des <i>Salmonella</i> isolées résistantes à divers antibiotiques.	- \\ - La Moselle.	- Koenraad <i>et al</i> (1994). - Schwartzbrod <i>et al</i> , (2008).
<b>Eaux de surface</b>	- 92 % d' <i>Escherichia coli</i> résistantes à l'ampicilline. - 18 à 55 % d' <i>E. coli</i> résistantes à divers antibiotiques. - 20 à 60 % des coliformes résistants à divers antibiotiques. - 42 % des <i>Enterobacter faecalis</i> résistantes à la tétracycline. - 50-60 % des <i>Salmonella</i> résistantes à au moins un antibiotique.	- À Bagdad. - En Chine. - En Inde. - Aux Canaries. - À Malaga.	- Al-Ghazali <i>et al</i> . (1988). - Lee <i>et al</i> (1991). - Baghel <i>et al</i> (2003). - Junco <i>et al</i> (2001). - Morinigo <i>et al</i> (1990).
<b>Eaux souterraines</b>	- 60 % des coliformes multirésistants.	- en Virginie (États-Unis).	- Mac Keon <i>et al</i> (1995).
<b>Eaux potables</b>	- 100% des <i>Aeromonas hydrophila</i> et 88% des <i>Klebsiella pneumoniae</i> résistent à l'ampicilline. - 87 % des isolats de Pappetropoulou <i>et al</i> résistants à deux ou plus de deux antibiotiques.	- Le Pas-de-Calais. - En Grèce	- Leclerc <i>et al</i> , (1978). - Pappetropoulou <i>et al</i> (1994).
<b>Eaux embouteillées</b>	- 50 % des <i>Acinetobacter</i> résistantes à l'acide nalidixique 40 % des <i>Pseudomonas</i> à l'ampicilline comme 50 % des <i>Flavobacterium</i> .	- En Italie	- Massa <i>et al</i> (1995).

Selon l'avis de l'Afssa (2006), sur les mécanismes de transfert dans l'environnement de bactéries résistantes aboutissant à leur présence dans les EDCH peuvent être décrits suivant trois niveaux :

- Le premier niveau représente les réservoirs ou sources émetteurs soumis à des traitements préventifs ou curatifs par des antibiotiques : élevages et hommes pour la source fécale (source majoritaire) et piscicultures;
- Le deuxième niveau représente les environnements terrestres ou aquatiques qui ont à la fois un rôle de barrière et un rôle source (lorsque le milieu est favorable aux transferts de gènes ou aux sélections de bactéries antibiorésistantes): sols, stations d'épuration, eaux environnementales ;

- Le troisième niveau représente l'action de barrière des filières de traitement d'eau destinée à la consommation humaine, vis à vis de toutes les bactéries; toutefois les biofilms des installations de production et de distribution pourraient jouer un rôle de source sans que cela ait été démontré (Afssa, 2006).

### 7.2.2.4 Effets sur la santé humaine par consommation d'eau de boisson

L'antibiorésistance est identifiée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) comme l'une des menaces les plus sérieuses pour la santé publique. La possible émergence de souches résistantes de bactéries dans les environnements les plus contaminés par des résidus d'antibiotiques et la transmission de ces bactéries à l'homme via la consommation d'eau est assez peu documentée (Merceron, 2016).

D'après Delery, (1999), l'être humain peut être exposé de plusieurs manières à de l'eau contenant des bactéries résistantes d'origine fécale ou aquatique : par consommation de denrées alimentaires d'origine hydrique (coquillages, crustacés, poissons) et de façon beaucoup moins fréquente d'eau de boisson non traitée (puits privés), par la consommation de végétaux irrigués par de l'eau non traitée contaminée par des bactéries résistantes pathogènes ou saprophytes ou par l'intermédiaire des eaux récréatives, par consommation d'eau de distribution publique contenant des bactéries hydriques résistantes. Pour que cette exposition soit en définitive préjudiciable à l'homme il faudrait que les événements suivants soient réalisés :

- a) Transmission hydrique d'un pathogène résistant d'origine humaine ou animale ou passage des déterminants de la résistance des bactéries non pathogènes de l'eau aux bactéries commensales humaines et passage des déterminants de la résistance des bactéries commensales humaines à des bactéries humaines pathogènes.
- b) Expression de la maladie.
- c) Traitement de l'infection résultante avec un antibiotique vis à vis duquel la bactérie est résistante : échec thérapeutique (Delery, 1999).

En effet, le vrai problème de l'antibiorésistance concerne le malade dont l'infection ne peut être traitée correctement parce que la bactérie responsable de la contamination est résistante à plusieurs antibiotiques. Concernant une éventuelle transmission par l'eau potable, il faut que la souche bactérienne pathogène ou opportuniste ayant développé ou acquis la compétence de résistance ait la capacité de survivre et/ou se multiplier dans cet environnement, n'ait pas pour une raison inconnue été éliminée par les filières de traitement, puis ait pu infecter le sujet sensible avec une dose infectieuse suffisante. Il faut ensuite que ces



bactéries survivent à leur transit dans lavoie digestive pour présenter alors une capacité à coloniser letube digestif au détriment des autres espèces de flore de barrièreet finalement être en capacité de développer la maladie (**Lévi, 2006**). Notamment, la libération de bactéries résistantes dans l'environnement peut accroître le risque de propagation et d'apparition de l'antibiorésistance chez les germes pathogènes. Toutefois, aucun seuil n'a encore été fixé. Il s'avère en effet délicat d'évaluer le risque sanitaire puisque le danger dépend de l'hôte et du type de résistance : une résistance aux antibiotiques sera ainsi jugée beaucoup moins dangereuse chez des bactéries inoffensives que chez des pathogènes. De même, les pathogènes antibiorésistants capables de survivre et de se propager dans l'environnement sont plus inquiétants que ceux qui ne se transmettent que d'un être humain à un autre. C'est ce que montre le cas des entérobactéries (**Zurfluh, et al., 2013**).

Cependant, la consommation d'eau dite « du robinet » dans les pays qui contrôlent leurs processus de traitement représente un risque faible pour la santé de l'homme. L'eau de boisson n'est sans doute pas la source principale de gènes de résistance (**Delery, 1999**). En France, L'ANSES considère que les eaux destinées à la consommation humaine, à la suite des traitements de potabilisation (qui constituent plusieurs barrières vis-à-vis de la contamination par des bactéries éventuellement antibiorésistantes), ne peuvent être considérées comme une voie d'exposition pouvant entraîner des conséquences sur la santé humaine (**Afssa, 2006**).

Néanmoins, il est important de noter que dans dede nombreux pays du monde, l'eau est consommée sans traitement. Les auteurs d'une étude portant sur l'incidence de la résistance aux antibiotiques dans la florefécale aérobie en Inde (**Young, 1993**) ont postulé que les bactéries commensales intestinales multirésistantes qu'ils avaient retrouvées chez des individus sains résultaient probablement de l'ingestion d'eau contenant des bactéries résistantes qui auraient donné des gènes de résistance à des bactéries intestinales humaines pendant leur passage dans le tube digestif. En Inde, la présence de bactéries coliformes portant une résistance plasmidique aux antibiotiques est courante dans l'intestin humain (**Gaur, 1992**). Dans les régions tropicales où les Shigelloses et les Salmonelloses sont endémiques et de plus en plus fréquentes, les épidémies de souches multirésistantes apparaissent. La présence de bactéries résistantes dans l'eau de boisson pourrait donc poser un problème de la santé publique (**Delery, 1999**).

Les chercheurs restent prudents quant au risque encouru sur le long terme, notamment par certaines populations plus vulnérables (enfants, femmes enceintes, malades auto-immuns) (**Office International de l'eau, 2013**).



### 7.2.3 Effets des antibiotiques au sein des mélanges complexes de polluant

Des interrogations subsistent quant aux effets engendrés par la présence de composés en mélange, susceptibles d'agir de manière synergique, augmentant ainsi le risque pour les individus exposés (**Office International de l'eau, 2013**). De ce fait, de manière strictement identique à toutes les autres molécules chimiques, l'évaluation des risques doit porter sur leurs effets toxiques ou allergisants lorsqu'elles se trouvent à l'état de traces au sein des mélanges complexes de polluants dans les eaux d'égouts et les eaux superficielles et vérifier qu'elles ne peuvent franchir les étapes de potabilisation (**Lévi, 2006**).

Une étude (**Pomati, et al., 2006**), s'est intéressée aux effets de treize substances pharmaceutiques en mélanges à des concentrations proches de celles rencontrées dans l'environnement (de l'ordre du ng/L). Le mélange comprenait de l'aténolol, du bézafibrate, de la carbamazépine, du cyclophosphamide, de la ciprofloxacine, de l'ofloxacine, de la lincomycine, du sulfaméthoxazole, du furosémide, de l'hydrochlorothiazide, de l'ibuprofène, de la ranitidine, et du salbutamol. À des niveaux d'exposition semblables à ceux de l'environnement, le mélange inhibe la croissance de cellules embryonnaires humaines (HEK293), jusqu'à 30%. Des changements structuraux sont aussi observés sur ces cellules, mais aucune preuve d'apoptose n'a été mise en évidence. En outre, le mélange de composés pharmaceutiques induit une activation de protéines kinases et une surexpression de glutathion-transférase. Un effet sur la mitose a également été repéré, par l'accumulation des cellules en phase G2/M du cycle cellulaire. Cela serait dû à la stimulation de l'expression des gènes *p16* et *p21*, intervenant dans la régulation du cycle cellulaire (**Merceron, 2016**).

### 7.2.4 Effets sur la santé humaine par consommation de poisson

L'excès d'utilisation des antibiotiques en aquaculture engendre un autre problème, celui de la contamination des poissons et coquillages commercialisés à l'origine de l'ingestion inconsciente d'antibiotiques par l'homme (**Académie Nationale de Pharmacie, 2008**). Cela conduit à l'altération potentielle de la flore intestinale normale. Cela augmente aussi la susceptibilité aux infections et la présence de bactéries antibiorésistantes. Une augmentation des risques de problèmes allergiques et toxiques qui seront d'autant plus difficiles à diagnostiquer (**Grave et al., 1996 et 1999 ; McDermot et al., 2002 ; Goldberg et al., 2001 ; Greenless, 2003 ; Cabello, 2003 et 2004 ; Angulo et al., 2004 ; Salyers et al., 2004**).

Un autre phénomène des plus dangereux est également déclenché. Ce sont les échanges de gènes de résistance qui peuvent se produire entre les bactéries de l'environnement des fermes

piscicoles et les bactéries de l'environnement terrestre, y compris des bactéries pathogènes pour les animaux et pour l'homme (Rhodes *et al.*, 2000 ; Sorum, 2006). Par exemple, il y a des évidences moléculaires et épidémiologiques qui indiquent que des bactéries pathogènes pour le poisson comme les *Aeromonas* peuvent transmettre et partager des déterminants de résistance aux antibiotiques avec des *Escherichia coli* isolés chez l'homme (Rhodes *et al.*, 2000; Sorum, 2000 ; L'Abée-Lund et Sorum, 2001; Sorum et L'Abée-Lund, 2002; Sorum, 2006). Les exemples de ces transferts de résistance entre les agents pathogènes pour les poissons et ceux de l'homme sont d'ailleurs assez nombreux (Cabello, 2006). Cette ingestion, qui concerne aussi les viandes, peut également générer des problèmes d'allergie et de toxicité qui sont difficiles à diagnostiquer en l'absence d'information préventive. Les mêmes problèmes d'allergie et de toxicité peuvent aussi apparaître chez les ouvriers qui manipulent ces poissons dans les fermes piscicoles où ces antibiotiques sont au contact cutané, intestinal et pulmonaire (Alderman et Hastings, 1998 ; Cabello, 2004 et 2006).

### 8 D'autres effets indésirables des antibiotiques

Comme tous médicaments, les antibiotiques comportent quelques effets indésirables, variables selon les molécules (et la famille). Pour la plupart, ils ont plusieurs effets dose-dépendants qu'on peut mettre en évidence chez l'animal. Ils peuvent être soit pharmacologique (bénins) soit toxiques (les accidents d'ordre bactériologique : "déséquilibres des flores commensales, sélection de souches résistantes...", réactions d'hypersensibilité...) (vidal.fr).

#### 8.1 Les réactions allergiques

Certaines classes de bêta-lactamines et sulfamides entraîne des réactions allergiques par l'organisme, qui ils peuvent survenir immédiatement ou quelques jours après la prise du médicament. En effet, les réactions allergiques peuvent toucher tous les organes, notamment la peau. Elles se manifestent de différentes manières : démangeaisons, urticaire, éruption de boutons, et plus rarement, éruption bulleuse potentiellement grave (des cloques se forment, la peau se décolle...) (vidal.fr).

#### 8.2 Les troubles digestifs

Les antibiotiques peuvent agir de deux façons sur le tube digestif : D'une part, certains d'entre eux ont un effet direct sur son fonctionnement, en provoquant des nausées, des vomissements ou des diarrhées (en accélérant le transit intestinal). D'autre part, tous les antibiotiques perturbent le microbiote intestinal, qu'ils détruisent de manière plus ou moins

accentuée. L'équilibre de cette flore étant modifié, la digestion et le fonctionnement de l'intestin sont perturbés. Cela peut provoquer des maux de ventre, des diarrhées ou des ballonnements (**vidal.fr**).

#### 8.3 D'autres effets

Certains antibiotiques sont toxiques pour les reins (telle que la gentamicine), le foie, ou les oreilles, les nerfs. De plus, les quinolones, elles peuvent entraîner la photosensibilité; donc, Il faut éviter de s'exposer aux rayons UV (soleil, lampe à bronzer) pendant le traitement. Les tétracyclines sont contre-indiquées chez les enfants de moins de 8 ans car elles peuvent causer l'apparition de taches jaunes sur les dents, en agissant sur la minéralisation osseuse et dentaire par chélation du calcium (**Mansour, 2015 ; vidal.fr**). Néanmoins, certains de ces effets indésirables peuvent être suffisamment graves pour mettre la vie de l'homme (ou l'animale) en danger ou être responsables de séquelles irréversibles. Alors que, le surdosage d'antibiotiques est l'un des facteurs responsables de ces effets.

#### 9 Effets d'accumulation des antibiotiques dans les eaux douces

L'accumulation et la persistance des antibiotiques dans l'environnement peuvent produire des effets néfastes, dans l'écosystème aquatique ou terrestre, même à de faibles concentrations auxquelles ils sont détectés. Donc, il faut mesurer la toxicité des antibiotiques en les eaux douces pour détecter son impact sur la biodiversité (**Mansour, 2015**). Les tests écotoxicologiques évaluent la toxicité des antibiotiques et sont des tests standardisés, réalisés sur des organismes spécifiques et dans la plupart des cas, la concentration efficace médiane ou « CE50 » est mesurée. La CE50 mesure quelle concentration de l'antibiotique induit une réponse de l'organisme à 50%. En 1996, la Commission européenne a défini un classement des antibiotiques en fonction de leur CE50 (**Danner, et al., 2019**); dans le tableau suivant :

**Tableau 21** : Classification des antibiotiques en fonction de leur CE50 (**Commission UE, 1996 ; Petrie et al., 2014**).

CH50	Classification
entre 10 et 100 mg/l	Nocifs pour les organismes aquatiques
entre 1 et 10 mg/l	Toxique pour les organismes aquatiques
inférieurs à 1 mg/l	Très toxiques pour les organismes aquatiques

Plusieurs autres études ont mis en évidence des altérations de populations aquatiques reliées de façon certaine à la présence des substances des antibiotiques dans l'eau. Des effets ont été détectés sur les unicellulaires d'eau douce (Algue bleu vert) : Les communautés bactériennes naturelles semblent donc être les plus vulnérables aux antibiotiques détectés dans

les eaux douces. Moins fréquent chez les algues unicellulaires (Cyanobacteries), mais vrai (Danner, *et al.*, 2019).

D'autres effets ont également été recensés sur les organismes pluricellulaires d'eau douce. Ils sont néanmoins moins sensibles aux antibiotiques avec des valeurs de CE50 comprises entre 10 et 1000 mg/l et potentiellement non impactées par les concentrations trouvées dans les eaux douces (Danner, *et al.*, 2019). Les organismes pluricellulaires (organismes supérieurs) ne sont pas épargnés. La contamination des eaux par les antibiotiques peut inhiber l'activité des communautés bactériennes fonctionnelles et/ou produire des microorganismes résistants, causant de sérieux problèmes pour la santé publique. A savoir, des difficultés au niveau du traitement des pathologies, et le déséquilibre des écosystèmes microbiens (Bailón-Pérez, *et al.*, 2008). De plus, les études de Luis Campos *et al.*, 2001 et de Costanzo, *et al.*, 2005, ont montré, que certains antibiotiques tels que l'érythromycine, l'amoxicilline et l'oxytétracycline inhibent l'activité des communautés microbiennes nitrifiantes et dénitrifiantes.

#### 9.1 Les antibiotiques les plus préoccupants dans les eaux douces

Certains antibiotiques comme la ciprofloxacine et l'ofloxacine, figurant parmi les antibiotiques les plus puissants à faibles concentrations (Bengtsson-Palme et Larsson, 2016), sont trouvés à des concentrations relativement élevées dans les eaux douces (Aus der Beek *et al.*, 2016; Feitosa-Felizzola et Chiron, 2009; Ginebreda *et al.*, 2010).

Tableau 22 : Les CE50 des antibiotiques dans eaux (Danner, *et al.*, 2019).

Antibiotique	CE50	Concentrations détectées dans les eaux
Ciprofloxacine	<i>Mycrocystis aeruginosa</i> à 5 µg/l (Halling-Sørensen <i>et al.</i> , 2000) et 17 µg/l (Robinson <i>et al.</i> , 2005)	14,33 µg/l en Afrique du Sud (Agunbiade et Moodley, 2016) 9,66 µg/l en France (Feitosa-Felizzola et Chiron, 2009)
Ofloxacine	<i>Vibrio fischeri</i> à 0,09 µg/l et <i>Pseudokirchnella subcapitata</i> à 4,74 µg/l (Ferrari <i>et al.</i> , 2004)	17,7 µg/l en Asie (aus der Beek <i>et al.</i> , 2016) et jusqu'à 8,7 µg/l en Espagne (Ginebreda <i>et al.</i> , 2010)
chloramphénicol, érythromycine, norfloxacine, l'oxytétracycline, streptomycine et tylosine	classés dans la catégorie «très toxique» pour les organismes aquatiques (Commission européenne, 1996; Petrie <i>et al.</i> , 2014)	concentrations supérieures à 1 µg/l

Chapitre IV : Procédés de  
traitement des eaux  
contaminées par les résidus de  
médicaments « RdM »

### Procédés et Traitements des eaux contaminées par des RdM

Il est impératif de réduire la contamination des eaux par les résidus de médicaments RdM, avant leur rejet dans le milieu naturel. De nombreuses opérations de traitement sont déjà utilisées mais ne permettent pas d'éliminer complètement ces molécules, des méthodes complémentaires sont actuellement développées. Le traitement des eaux usées se divise en deux grandes étapes : le prétraitement et l'épuration. Une fois prétraité, l'effluent va subir un traitement secondaire avant le rejet dans le milieu naturel ou sa réutilisation. Les principales techniques de ce traitement peuvent être classées en deux catégories : l'épuration par voie biologique (ou biodégradation) et les traitements par voie physico-chimique (Le Freche, 2013).

Dans cette partie on décrit très brièvement et de manière non exhaustive, les travaux qui ont mis en évidence l'élimination de l'**Amoxicilline**, du **Paracétamol**, et du **Diclofénac**, en raison de leur consommation massive et leur concentration élevée dans les milieux aquatiques.

#### 1 l'Amoxicilline

##### 1.1 Epuration par voie physico-chimique

Le développement de procédés innovants tels que les **procédés d'oxydation avancée** POA est nécessaire pour éliminer les résidus de médicaments dans les milieux aqueux, en raison de la faible efficacité des STEP à les traiter. Les POA sont un ensemble spécifique de processus. Ces procédés produisent des espèces oxydantes telles que :  $\text{OH}\cdot$ ,  $\text{O}\cdot$ ,  $\text{O}_3$  et  $\text{H}_2\text{O}_2$  qui réagissent avec la molécule polluante, soit seules ou en combinaison entre ces procédés pour une dégradation plus efficace. La figure 22 représente une liste de l'ensemble des POA connus.

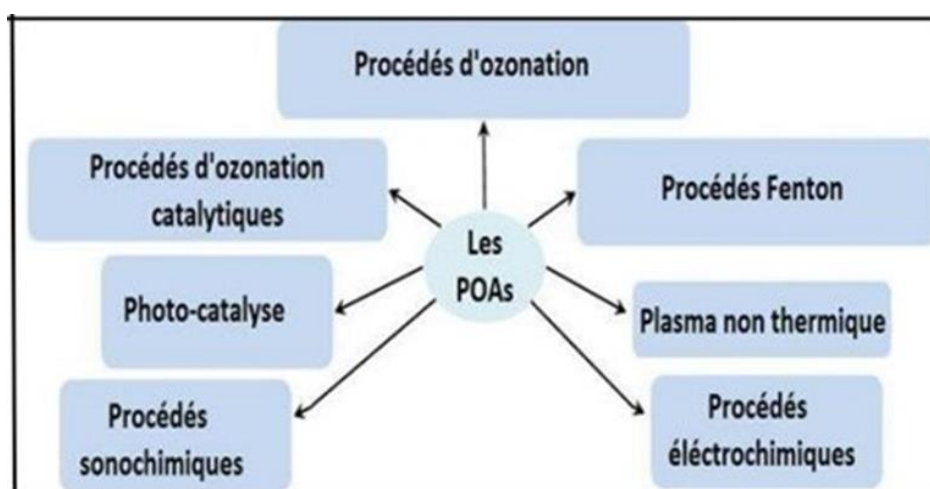


Figure 22 : Ensemble des procédés d'oxydation avancée (Baloui, 2018).

### 1.1.1 Elimination de l'Amoxicilline par ozonation

Elle a été étudiée par **Andreozzi, et al., (2005)**, Les résultats des expériences d'ozonation sur des solutions aqueuses contenant l'AMX indiquent que l'attaque de l'ozone est principalement dirigée vers l'anneau phénolique de la molécule étudiée menant à la formation d'intermédiaires dérivés d'hydroxy. Aucune preuve d'attaque directe sur l'atome de soufre avec formation de sulfoxyde n'a été trouvée. Une enquête cinétique est menée permettant d'évaluer la cinétique d'attaque directe de l'ozone et celle des radicaux OH en AMX. Ils ont constaté que la constante cinétique de l'attaque directe dépend fortement du pH des solutions. La photolyse au peroxyde d'hydrogène a été adoptée avec succès pour évaluer la constante d'attaque des radicaux OH contre la molécule d'AMX à pH 5,5 ( $k_{OH,AM} = 3.93 \times 10^9 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$ ). Il est à noter que la valeur trouvée pour  $k_{OH,AM}$  peut également être utilisée pour les évaluations cinétiques dans l'application de Système  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$  pour l'élimination de l'amoxicilline de l'eau.

### 1.1.2 Dégradation par traitement de plasma non thermique

**Magureanu et al., (2010)**, ont étudié la dégradation de trois antibiotiques  $\beta$ -lactamines (amoxicilline, oxacilline et ampicilline) par traitement de plasma non thermique dans solution aqueuse en utilisant une décharge de barrière diélectrique (DBD) en configuration coaxial. Ils ont trouvé que l'AMX s'est dégradée après 10 min de traitement au plasma, l'efficacité énergétique pour la dégradation de l'amoxicilline était 105 g/kWh. Après 120 min la minéralisation de l'amoxicilline dans l'eau de robinet était similaire à celle de l'oxacilline, ce qui donnait une proportion de 25.5%.

### 1.1.3 Dégradation par procédés Fenton

Une étude de **Dehghani, Behzadi et de Sekhavatjou (2014)**, ont été focalisées sur l'évaluation de la faisabilité de l'utilisation du réactif de Fenton pour éliminer l'AMX dans la phase aqueuse et déterminer les conditions optimales y compris la concentration initiale d'AMX, concentration de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , concentration de Fe (II), pH et temps de réaction à quatre niveaux différents en utilisant la méthode Taguchi pour que la limite standard puisse être atteinte par un traitement complémentaire supplémentaire.. L'élimination efficace d'AMX aux concentrations initiales 10, 100, 200 et 500 mg/L étaient de 68.64, 95.385, 98 et 99.3%, respectivement. L'optimisation des processus par la méthode de Taguchi suggère que les conditions optimales pour l'élimination de l'AMX dans la phase aqueuse sont les suivantes: concentration initiale d'AMX 500 mg /L, concentration en Fe (II) 5,0 mg/L, concentration de  $\text{H}_2\text{O}_2$  500 mg / L, pH 3, et le temps de réaction de 15 min; et le niveau de signification des

paramètres étudiés étaient 60,228, 26,369, 5,638, 4,373 et 3,392, respectivement. En conclusion, cette étude a démontré que le processus de Fenton peut augmenter le taux de dégradation de l'AMX dans l'eau polluée et pourrait être utilisé comme étape de prétraitement pour l'élimination biologique. Les résultats indiquent également que la conception expérimentale de Taguchi peut simplement prédire les conditions optimales pour l'élimination de l'AMX dans la phase aqueuse en utilisant le procédé de Fenton.

### 1.1.4 Dégradation par électro-fenton en utilisant le $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)$

Dans une autre étude, un POA "électro-fenton" (servant de catalyseur à la réaction) a été utilisé par **Garti (2018)** au traitement d'une solution aqueuse synthétique chargée en AMX afin d'étudier la dégradation de cet antibiotique et l'influence des paramètres opératoires (intensité du courant appliqué, la concentration en ions  $\text{Fe}^{2+}$ , la température et la concentration initiale en AMX) sur la cinétique de dégradation. Les résultats de cette étude montrent qu'au bout de 3h d'électrolyse le rendement de dégradation d'AMX était de **95%** avec une intensité du courant de 600 mA, une concentration initiale en ions  $\text{Fe}^{2+}$  de 2 mM au bout de 60 min et une température élevée le taux de dégradation de l'AMX passe de 66 à 75% lorsque la température augmente de 25 à 60°C. L'énergie d'activation apparente ( $E_{app}$ ) est de l'ordre de 13,15 kJ/mol, Ce résultat, indique que la dégradation de l'AMX en solution aqueuse, par procédé électro-Fenton, a besoin d'une faible énergie d'activation et par conséquent, elle peut être facilement réalisée.

### 1.1.5 Dégradation électrochimique avec l'électrode $\text{Cu-PbO}_2$

**Bian et al. (2019)**, ont étudié la dégradation électrochimique de l'AMX en solution aqueuse avec l'électrode  $\text{Cu-PbO}_2$  et analysé les principaux facteurs d'influence sur la dégradation de l'AMX, comme la concentration en  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , la concentration initiale d'AMX, la densité de courant et la valeur initiale du pH pour améliorer encore l'activité électrocatalytique et étudier les performances des électrodes. Les résultats montrent que l'élimination optimale d'AMX et la DCO était de **99,4%** et 46,3% après 150 min d'électrolyse à condition d'électrode 1,0%  $\text{Cu-PbO}_2$ , concentration d'électrolyte 0,1M, concentration initiale d'AMX 100 mg/L, densité de courant 30 mA.cm<sup>-2</sup>, valeur initiale du pH 3,5. Les résultats expérimentaux ci-dessus ont démontré que l'électrode  $\text{Cu-PbO}_2$ , peut améliorer efficacement la capacité de dégradation électrochimique oxydative et a de grandes perspectives d'application dans la dégradation des polluants organiques antibiotiques.



### 1.1.6 Adsorption de l'AMX sur charbon actif

En 2016, **Limousy *et al.***, ont étudié la capacité d'un charbon actif (CAC) microporeux préparé par activation chimique des noyaux d'olive, et caractérisé à l'aide de diverses techniques analytiques et de différentes conditions de fonctionnement (concentration initiale, 12,5–100 mg/L, température, 20–2 °C, temps de contact, 0–7000 min) pour éliminer l'AMX des solutions aqueuses. Différentes conditions expérimentales ont été testées afin de déterminer le mécanisme d'adsorption et les données de cinétique et d'équilibre correspondantes. Les tests d'adsorption ont indiqué que 93% de l'AMX ont été éliminés à 20°C pour concentration initiale=25 mg/L. De plus, il a été constaté que la capacité d'adsorption augmente avec le temps de contact et la température. L'étude cinétique a montré que la corrélation la plus élevée a été obtenue pour le modèle cinétique du pseudo-second ordre, qui confirme que le processus d'adsorption de l'AMX est principalement la chimisorption. La capacité d'adsorption maximale était trouvée à 57,0 et 67,7 mg/g à 25°C pour les modèles isothermes Langmuir et Sips, respectivement. Des enquêtes plus approfondies sont nécessaires pour estimer la méthode de régénération et pour développer ce procédé de traitement à grande échelle.

Dans la même année une autre étude a été réalisée par **Beriber, (2016)**, afin d'évaluer un procédé d'adsorption-désorption de l'AMX présent dans une solution aqueuse synthétique sur un charbon actif à base de pédicelle de date activé chimiquement, et examiner l'influence de certains paramètres opératoires sur la capacité d'absorption. Les résultats obtenus montrent que la quantité maximale d'absorption de l'AMX est atteinte dans les conditions suivantes :  $c_0 = 200 \text{ mg/L}$  ;  $CA = 1 \text{ g/L}$  ;  $T = 20 \pm 1^\circ \text{C}$  ;  $\text{pH} = 5.3$  ;  $t = 40 \text{ min}$ . L'analyse des isothermes de l'adsorption de l'AMX sur le charbon élaboré est fondée sur le modèle Freundlich qui décrit convenablement les résultats expérimentaux. La détermination des paramètres thermodynamiques a permis de montrer que le processus d'adsorption est exothermique ( $\Delta H^\circ > 0$ ) et non spontané ( $\Delta G^\circ > 0$ ). La valeur positive de l'entropie standard  $\Delta S^\circ > 0$  signifie une bonne affinité du matériau.

Pour la désorption, ils ont trouvé que leur rendement était supérieur de 87% dans un milieu basique (pH 8) constitué par 5% NaOH.

## 1.2 Biodégradation de l'AMX

### 1.2.1 Biodégradation par consortium microbien aérobie

Une étude d'élimination de l'AMX des solutions aqueuses à l'aide d'un filtre aéré biologique immergé a été effectuée par **Baghapour *et al.*, (2013)**, afin d'examiner la capacité d'un filtre aéré biologique submergé (SBAF) pour la biodégradation de l'AMX dans des eaux

## Chapitre IV

usées synthétiques à base de saccharose et d'AMX à 4 niveaux de concentration (0,01, 0,1, 1 et 10 mg/L) et 3 temps de rétention hydraulique (THS : 3h, 6h et 12h). Ils ont obtenu une efficacité maximale de 50,8% pour élimination de ce micropolluant (tableau 23).

**Tableau 23** : Efficacité d'élimination de l'amoxicilline (%).

HRT(h)	Concentration initiale d'AMX (mg / L)			
	0,01	0,1	1	10
3h	11,2%	20%	23,1%	29,3%
6h	18,6%	22,4%	30,3%	36,6%
12h	25,8%	30,5%	40,2%	50,7%

Ces résultats permettent aux auteurs de conclure qu'il n'y avait pas d'effet inhibiteur sur les consortiums microbiens aérobies mixte (pas d'accumulation d'AMX dans le biofilm) et que l'élimination de l'AMX du système était due à la biodégradation. Ils ont montré aussi que le modèle Stover – Kincannon avait une très bonne aptitude au chargement d'amoxicilline dans le biofiltre.

### 1.2.2 Biodégradation par *Bacillus subtilis* 1556WTNC

En 2014, Al-Gheethi et Norli, ont étudié les potentiels de biodégradation enzymatique des trois antibiotiques  $\beta$ -lactamines y compris l'AMX par la  $\beta$ -lactamase produite par *Bacillus subtilis* 1556WTNC dans les effluents d'eaux usées traitées. Les résultats obtenus dans cette étude montrent que la biodégradation maximale de l'AMX était de 25,03% à 1 mg/ml dans les conditions optimales pour la production de  $\beta$ -lactames (5,9 log<sub>10</sub> CFU mL<sup>-1</sup>; pH 6,5; température 35°C pendant 12 jours). Ils ont conclu que *Bacillus subtilis* 1556WTNC convient pour éliminer les résidus pharmaceutiques des effluents d'eaux usées traités et produire des effluents de meilleure qualité que celle obtenue par le procédé de traitement secondaire.

### 1.2.3 Biodégradation par quatre souches bactériennes

Une étude récente de Yang, Liu et Chang (2020), a été examinée la biodégradation de l'AMX, des bactéries isolées à partir des boues de la station d'épuration de Dihus à Taipei, Taïwan dans des conditions aérobies et anaérobies où ils ont isolé, identifié et testé quatre souches bactériennes A12, SF1, Souches Bet SANA. Les résultats de l'analyse phylogénétique de ces souches basée sur le gène de l'ARNr 16S, indique que ce sont étroitement liées à *Pseudomonas pseudoalcaligenes* (99%), *Pseudomonas taiwanensis* (96%), *Bacillus flexus* (99%) et *Clostridium butyricum* (99%), respectivement. Le tableau 24 illustre les résultats obtenus de la dégradation de l'AMX dans les conditions aérobie et anaérobie dans les boues.

**Tableau 24 :** Dégradation aérobie et anaérobie de l'AMX dans les boues de la station d'épuration (Yang Liu et Chang, 2020).

Taux de dégradation aérobie de l'AMX (après 8 jours d'incubation)			Taux de dégradation anaérobies de l'AMX (après 15 jours d'incubation)		
SF1	A12	SF1 et A12	Souches B	SANA	Souches B et SANA
89.1%	81.4%	93.4%	89.1%	81.4%	93.4%
Demi-vie de dégradation					
2.0 jours			3.0 jours		
les premières expériences d'addition d'AMX et sa dégradation dans les boues					
Boues origine		Boues+SF1+A12	Boues origine		Boues+ Souches B+SANA
41.1%		88.2%	37.4%		88.1%
Les troisièmes expériences d'addition d'AMO et sa dégradation dans les boues					
Boues origine		Boues+SF1+A12	Boues origine		Boues+ Souches B+SANA
50.1%		95.3%	46.4%		96.4%

Vingt-quatre genres de bactéries dégradant les antibiotiques ont été trouvés dans les groupes aérobie et anaérobies (*Achromobacter*, *Acidovorax*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Castellaniella*, *Comamonas*, *Corynebacterium*, *Cupriavidus*, *Dechloromonas*, *Geobacter*, *Gordonia*, *Klebsiella*, *Mycobacterium*, *Psorosaingobacterium*, *Panda Thauera*, *Treponema*, *Vibrio* et *Xanthobacter*), ce qui suggère que ces 24 genres bactériens pourraient être les principales bactéries dégradant les antibiotiques dans les boues. D'après ces résultats, ils ont conclu que l'efficacité de la biodégradation des antibiotiques pourrait être améliorée par la combinaison de deux souches bactériennes dans les boues et maintenue pendant trois cycles de dégradation.

#### 1.2.4 Biodégradation par *Alcaligenes sp*

Ainsi, une bactérie résistante à l'AMX, *Alcaligenes sp.* MMA, isolée de la rivière Yamuna, a été appliquée dans l'élimination de l'AMX par **Kaur Sodhi, Kumar et Kumar Singh (2020)**. Elle est nommée initialement MMA, après leur identification, la souche MMA a montré une similitude de 99,93% avec *Alcaligènes faecalis*. La dégradation de l'AMX à 5 mg/L par *Alcaligenes sp.* a été vérifiée par chromatographie liquide ultra-performante (UPLC) en milieu minimal M9 pendant 14 jours. Au 7<sup>ème</sup> jour, environ **79%** de l'AMX a été retiré et **86%** de l'antibiotique a été retiré au 14<sup>e</sup> jour. Pour le contrôle abiotique (flacons non inoculés), montre que 2,3% seulement d'AMX a été éliminé.

Les produits de biodégradation ont été confirmés par LC-MS/MS, y compris le benzothiazole (RT 12,546), l'acide 2-amino-3-méth-oxybenzoïque (RT 5,734), acide 4-hydroxy-2-méthylbenzoïque (RT 5,734), 5-Amino-2-méthylphénol (RT 4,397), et 3,5-bis

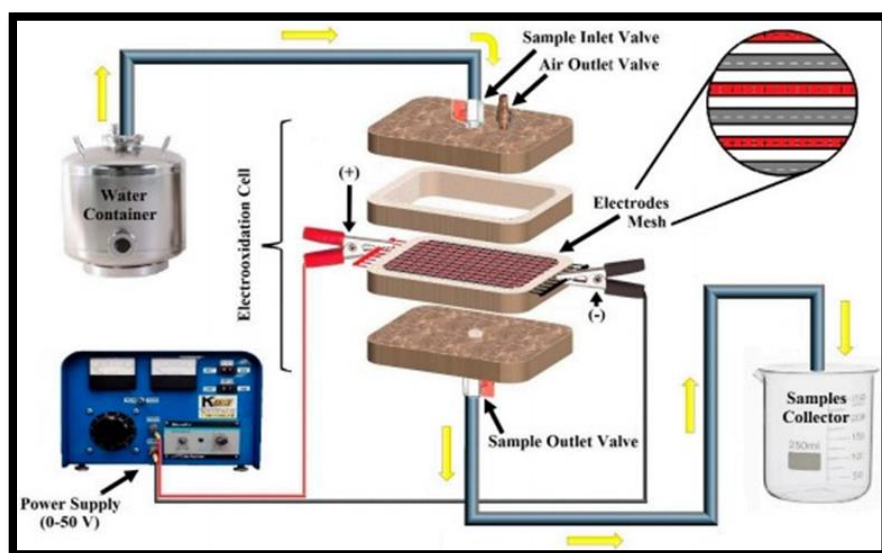
(tert-butyl) -2-hydroxybenzaldéhyde (RT 0,381) à la fin du 14<sup>ème</sup> jour ce qui montre encore l'élimination de l'AMX par la souche bactérienne. La capacité de *Alcaligenes sp* à dégrader 5mg/l d'AMX permet de conclure que cette peut être utilisée dans le nettoyage environnemental.

## 2 Dégradation du Paracétamol (PCL) et de ses produits de transformation

### 2.1 Epuration par voie physico-chimique

#### 2.1.1 Utilisation d'une cellule d'oxydation électrochimique avec électrodes en acier inoxydable

Zavala et Estrada (2016) ont développé une cellule d'oxydation électrochimique pour dégrader le PCL et ses intermédiaires de réaction / produits d'oxydation dans des solutions aqueuses préparées à l'aide d'ultrapure l'eau. Cette cellule a permis de donner un taux de dégradation du PCL très important dans certaines conditions, c'est à dire une augmentation proportionnelle de l'intensité et la densité du courant, ainsi qu'avec une valeur de pH appropriée. Par l'utilisation d'une cellule d'électrode en acier inoxydable, un pH de 3 et des densités de courant continu de 5,7 mA / cm<sup>2</sup> (6 V) et 7,6 mA / cm<sup>2</sup>(12 V). D'ailleurs, les résultats sont très satisfaisants : une dégradation de 84% pour pH 9 et de 92% pour pH 5. à 7,6 mA /cm<sup>2</sup>. La figure ci-dessous représente un schéma de principe de la cellule d'oxydation électrochimique innovante.



**Figure 23** : Schéma de principe de la cellule d'oxydation électrochimique innovante (Zavala et Estrada, 2016).

#### 2.1.2 Traitement du PCL en milieu aqueux par plasma non thermique

D'après les études de Baloul (2018), le POA par plasma non thermique généré par décharge électrique permettent la production des espèces hautement réactives capables de

dégrader efficacement les polluants émergents "PCL". Ces études ont été réalisées à l'aide de deux réacteurs : un réacteur multi-pointes avec le plasma au contact direct du liquide à traiter et un réacteur fil-cylindre avec le plasma en amont du liquide à traiter. Toutefois, une meilleure décomposition du paracétamol avec un taux de conversion supérieurs à 80% ont pu être obtenus avec des rendements énergétiques, qui peuvent atteindre 8 g/kWh, à travers le contacte directe entre le plasma produit à la pointe des électrodes et le liquide à traiter. Dans ce traitement certains sous-produits (composés azotés) sont éliminés par voie biologique dans les STEP par la boue active riche en bactéries nitrifiants.

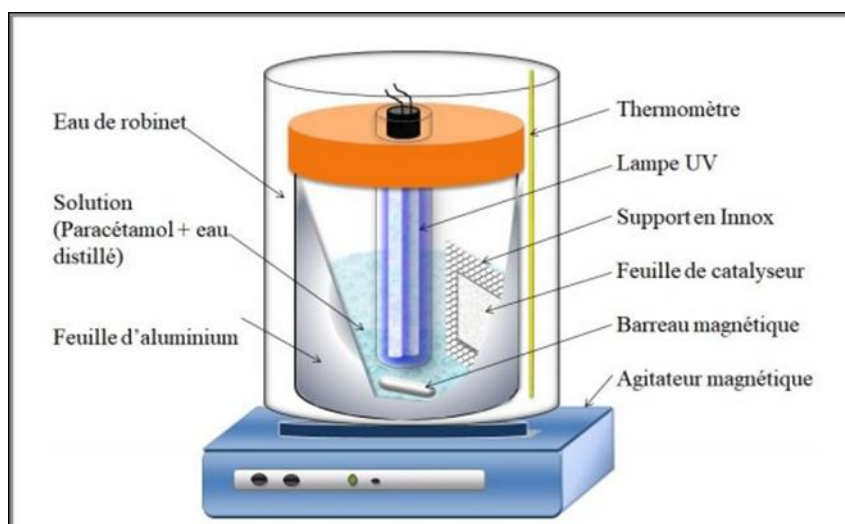
### **2.1.3 Traitement combinant deux POA, le procédé Fenton et le plasma non thermique « Glidarc »**

Dans des études récentes, **Slamani**, en **2018**, a développé une étude pour éliminer le PCL par deux POA, le procédé Fenton et le plasma-Glidarc. Tandis que, les traitements sont appliqués séparément (seuls) puis couplés pour évaluer la synergie entre les deux processus.

- Le procédé de Fenton (réactifs: ferreux et peroxyde d'hydrogène) a entraîné une élimination complète du PCL en peu de temps, mais des taux de minéralisation aussi bas que 34%.
- Le procédé GAD appliqué avec différentes temps de décharge  $t^*$  allant de 0,5 à 60 minutes a donné une augmentation du taux d'élimination et un taux de minéralisation ne dépassant pas les 21% et quel que soit le temps de décharge.
- Combinaison du procédé Fenton avec le plasma-GAD : Une disparition rapide de PCL, un taux de minéralisation importants (>92%) et une élimination de tous les composés aromatiques intermédiaires.

### **2.1.4 Dégradation photocatalytique du PCL par des particules de $TiO_2$ supporté sous irradiation UV**

**Hakimi**, (2019), a réalisé une étude sur l'efficacité de la photocatalyse hétérogène (avec catalyseur supporté) pour la dégradation de PCL, ce fait dans un réacteur batch animé d'une lumière UV en présence de  $TiO_2$  supporté sur papier cellulosique. La figure 24 suivant représente un schéma de principe de la dégradation photocatalytique de PCL.



**Figure 24** : Dispositif expérimental pour la dégradation photocatalytique de PCL (**Hakimi, 2019**).

Les résultats obtenus dans cette étude indiquent que 100% de dégradation complète après 2 h de traitement, dans des conditions d'un pH neutre et d'une température ambiante de 20°C. D'ailleurs que, elle démontre le rôle efficace des groupements  $\text{OH}\cdot$  généré par les oxydants ( $\text{H}_2\text{O}_2$  et  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) dans l'accélération de la dégradation lors des réactions.

### 2.1.5 Adsorption du PCL

**Aloui et Zertal, (2016)** ont étudié l'adsorption du PCL sur charbon actif non modifié, en forme de bâtonnet. Dans cette étude, Plusieurs modèles d'adsorption (Langmuir, Freundlich, diffusion intraparticulaire, diffusion de film ainsi que le modèle de Boyd) ont également été utilisés pour mieux comprendre le processus de l'adsorption. D'après les résultats qui ils ont trouvé; La cinétique d'adsorption de le PCL sur le charbon actif en bâtonnet obéit à une équation de pseudo second ordre, elle se déroule en deux étapes dont l'une est très lente et constitue l'étape limitant. Cette étape correspond à la diffusion des molécules à travers le film externe (dite: le transport extragranulaire). De plus le processus d'adsorption a montré que celle-ci est chimique, spontanée et endothermique. Ainsi, le modèle de Freundlich est le plus adapté pour décrire la rétention du PCL sur le charbon actif en bâtonnet.

## 2.2 Biodégradation du Paracétamol

### 2.2.1 Biodégradation par *Pseudomonas aeruginosa* souche HJ1012

D'après les études de **Huetal., (2013)**. Ils ont trouvé que la souche HJ1012 de *Pseudomonas aeruginosa* capable de dégrader le PCL jusqu'au 2200 mg / L et donner une forte minéralisation en  $\text{CO}_2$  allant jusqu'à 71,4%. Les résultats ont montré que le potentiel de



dégradation de la souche bactérienne isolée jouait un rôle actif majeur dans les processus d'élimination du PCL.

### 2.2.2 Biodégradation par des microalgues « *Synechocystis sp* »

Escapa *et al.*, (2017), ont effectué une étude prouvant que les microalgues ont la capacité de dégrader le PCL dans les eaux usées. Ils ont fait une comparaison entre les résultats de l'élimination de PCL sur les microalgues, à savoir *Synechocystis sp*. Avec ceux obtenus lors de l'utilisation d'un charbon actif commercial sous les mêmes conditions expérimentales. Cependant, bien que, la cinétique d'adsorption soit très similaire sur les deux matériaux, à l'équilibre, la capacité maximale de Langmuir du charbon actif ( $278 \text{ mg g}^{-1}$ ) est de cinq fois plus élevé que celui de *Synechocystis sp*. ( $53 \text{ mg g}^{-1}$ ). Le tableau suivant représente les résultats de paramètres cinétiques des deux méthodes « charbon actif et *Synechocystis sp* ».

**Tableau 25** : Paramètres des ajustements des résultats expérimentaux aux équations cinétiques (pseudo premier ordre (Équation de Lagergren) et pseudo équations du second ordre) et isothermes d'équilibre (Langmuir et Isothermes de Freundlich) (Escapa *et al.*, 2017).

Kinetic Equations	Parameter	<i>Synechocystis sp.</i>	Activated Carbon
Pseudo1 <sup>st</sup> order	$k_1 \text{ (min}^{-1}\text{)}$	$0.014 \pm 0.002$	$0.017 \pm 0.001$
	$q_e \text{ (mg g}^{-1}\text{)}$	$14.51 \pm 0.39$	$220.8 \pm 2.6$
	$r^2$	<b>0.97</b>	<b>0.99</b>
	$S_{xy}$	0.9	5.9
Pseudo2 <sup>nd</sup> order	$k_2 \text{ (mg g}^{-1} \text{ min}^{-1}\text{)}$	$0.0012 \pm 0.0001$	$90 \cdot 10^{-6} \pm 8 \cdot 10^{-6}$
	$q_e \text{ (mg g}^{-1}\text{)}$	$16.38 \pm 0.26$	$247.5 \pm 4.5$
	$r^2$	<b>0.99</b>	<b>0.99</b>
	$S_{xy}$	0.4	6.8
Equilibrium Isotherms	Parameter	<i>Synechocystis sp.</i>	Activated Carbon
Freundlich	$K_F \text{ (mg g}^{-1} \text{ (mg L}^{-1}\text{)}^{-N}\text{)}$	$0.63 \pm 0.06$	$40.33 \pm 12.21$
	$N$	$1.36 \pm 0.04$	$2.7 \pm 0.5$
	$r^2$	<b>1.00</b>	<b>0.90</b>
	$S_{xy}$	0.4	23.9
Langmuir	$Q_{max} \text{ (mg g}^{-1}\text{)}$	$52.8 \pm 6.8$	$278.3 \pm 11.3$
	$K_L \text{ (L mg}^{-1}\text{)}$	$0.0055 \pm 0.0010$	$0.044 \pm 0.006$
	$r^2$	<b>0.99</b>	<b>0.99</b>
	$S_{xy}$	0.6	9.1

### 2.2.3 Biodégradation par *Pseudomonas moorei* KB4

Žuret *et al.*, (2018) ont constaté que la souche *Pseudomonas moorei* KB4, prélevée de boue active d'une STEP, s'est avérée capable de dégrader  $50 \text{ mg L}^{-1}$  de PCL en divers sous-produits: p-aminophénol, hydroquinone, acylamidohydrolase, désaminase et hydroquinone 1,2-dioxygénase. Cette souche est capable de dégrader le PCL même dans la présence de polluants supplémentaires dont les métaux lourds, le phénol et ses dérivés, etc. ou dans des

conditions de pH et température non optimale ; et sa capacité de l'adaptation rapide aux les conditions environnementaux changeantes.

### 2.2.4 Biodégradation de PCL par la souche S1 de *Bacillus drentensis*

**Chopra Kumar (2020)**, ont étudié la dégradation biologique de PCL par la souche bactérienne *Bacillus drentensis* souche S1 (numéro d'accès KY623719) isolée à partir d'un échantillon d'eaux usées. Ces bactéries dégradent le PCL en tant que seule source de carbone et d'énergie. D'ailleurs, elle joue un rôle majeur en l'élimination de le PCL de diverses sources d'eau. Cependant, cette étude a été fait dans un réacteur discontinu à l'échelle pilote (20L), et pour améliorer l'efficacité de dégradation, ils ont utilisé le logiciel Design-Expert®, pour optimiser les conditions de dégradation de PCL; comme la température (40 °C), le pH (7,0), la concentration de PCL (300 g / L) et la vitesse d'agitation (165 tr / min).

## 3 Elimination du Diclofénac (DCF)

### 3.1 Epuration par voie physico-chimique

#### 3.1.1 Traitement combinant le procédé Fenton et le plasma non thermique « Glidarc » pour dégradation de DCF

Le diclofénac a été éliminé par les mêmes méthodes précédemment appliquées au PCL dans les études de **Slamani, (2018)**, les deux POA : le procédé Fenton et le plasma-Glidarc, ont donnés presque les mêmes résultats du PCL.

#### 3.1.2 Elimination du DCF par irradiation

Selon **Homlok, et al., (2011)**, Le DCF peut être éliminé par la technologie d'irradiation. Ce procédé permet de réduire la toxicité de de solution; grâce à; Interaction entre Radicaux hydroxyle et intermédiaires hydratés avec les électrons résultant de la radiolyse de l'eau. De plus pour obtenir d'un meilleur rendement de la minéralisation de DCF, doit être une concentration de 0,1 mM de DCF, une dose absorbée de 1 kGy ; est nécessaire pour une transformation complète des molécules DCF en produits, mais pour la minéralisation des produits (en présence d'O<sub>2</sub>) un ordre une dose plus élevée est requise.

#### 3.1.3 Dégradation photocatalytique du DCF par l'hydroxyapatite-TiO<sub>2</sub> matériau composite

En **2018, Murgolo et al.**, ont développé un nouveau photocatalyseur synthétique à base d'hydroxyapatite et de TiO<sub>2</sub> (HApTi) qui permet de dégradation de 95% de DCF en 24h. Il convient de noter que le nouveau catalyseur utilisé a un maillage de taille beaucoup plus grand qu'un catalyseur TiO<sub>2</sub> classique et, par conséquent, son élimination à la fin du processus de traitement de l'eau est beaucoup plus facile. En effet, le matériau hydroxyapatite- TiO<sub>2</sub> était efficace pour détoxifier les échantillons contenant des produits de transformation DCF. Cela a



conduit à une diminution significative de la toxicité des échantillons d'eau malgré que la minéralisation du DCF ne soit pas complète.

### 3.1.4 Adsorption du DCF

**Belkaid, (2013)**, a étudié l'élimination du DCF par adsorption sur charbon actif en poudre (CAP). En étudiant les caractéristiques du CAP par la méthode d'Infra Rouge à Transformé de Fourier (IRTF) ainsi que par la détermination du pH pzc (pH au point de charge nulle). Alors que, les résultats expérimentaux ont été modélisés en utilisant les modèles d'isotherme (Langmuir et Freundlich). Les résultats de l'étude cinétique ont montré que le processus d'élimination du DCF est rapide de façon général (1h) et que le pseudo-premier ordre est le modèle représentatif pour cette étude, ainsi le modèle de Langmuir représentatif pour les essais d'isotherme d'adsorption. Et l'adsorption maximale du DCF sur CAP se fait à pH acide [5,7; 4,16].

## 3.2 Biodégradation du DCF

### 3.2.1 Biodégradation de DCF par *Trametes versicolor*

Le *Trametes versicolor* est un champignon capable d'éliminer presque complète de DCF ( $\geq 94\%$ ) en peu de temps. Et les études et les expériences de **Marco-Urrea et al., (2009)** ont confirmé ces résultats. De plus, ils ont appliqué dans cette étude des essais dépend de l'utilisation de l'inhibiteur du cytochrome P450 1-aminobenzotriazole et purifié la laccase, ce dernier peut catalyser à la transformation du DCF en 4- (2,6-dichlorophénylamino) -1,3-benzènediméthanol. Par ailleurs, Le composé d'origine et les intermédiaires (4 -OH et 5-OH diclofénac) ont disparu après 24 h de traitement, conduisant à une diminution de l'écotoxicité calculée par le test Microtox.

### 3.2.2 Biodégradation de DCF par une mixture de Micro-algue

D'après les études développées d'**Ouhailima (2017)**. Une mixture de microalgue composé de : *Chlorella sp*, *Chlamydomonas sp*, *Euglena acus*, *Spiruline sp*; Ils ont été cultivé dans un système de lot aérobie conditionné de variation des concentrations initiale de DCF entre 10 à 30 mg/L, pH compris de 6 à 8, et en absence de concentration initiale d'azote. Ils ont donné un rendement maximal de 100%.

### 3.2.3 Biodégradation de DCF par *Rhodococcus ruber*

**Ivshina et al., (2018)**, ont examiné la capacité des rhodocoques à biodégrader le DCF afin d'évaluer l'exposition des actinobactéries résistantes du genre *Rhodococcus* au DCF et leurs capacités pour sa bioconversion. 104 souches de rhodocoques appartenant à 10 espèces de *Rhodococcus* ont été utilisées et ils ont choisi dans cette étude la souche *Rhodococcus ruber* IEGM 346. Les résultats obtenus montrent que la grande majorité des

cultures testées ont conservé leur viabilité lorsque exposés à des concentrations de DCF allant de 50 à 80 mg /L. La biodégradation de DCF à 50 mg /L par *Rhodococcus ruber* IEGM 346 était encore d'environ 50% au jour 60 (stabilité chimique élevée de la molécule écotoxique parente). Le taux moyen de la biodégradation était de 0,4 mg /jour tout au long de l'expérience et le taux maximal était de 0,7 mg/jour pendant les 10 premiers jours expérimentaux. Pour une faible concentration de DCF (50 µg / L), la situation était différente. Dans ce cas, une perte significative de DCF était enregistrée dans les deux premiers jours. Le taux moyen de biodégradation était de 8,3 µg/ jour. Contre le dos motif d'atteindre le taux maximal (13 µg/jour) de biodégradation du DCF, une augmentation graduelle et stable de la biomasse s'est produite. Au jour 5, une augmentation du nombre de rhodocoques s'est accompagnée d'une perte significative de DCF, sa décomposition complète étant réalisée au jour 6 de l'expérience.

### 3.2.4 Dégradation du DCF dans les piles à combustible microbiennes

Wu *et al.*, (2019), ont étudié la biodégradation du DCF dans les piles à combustible microbiennes, et l'accélération de taux d'élimination du DCF après l'acclimatation des microorganismes à activité bio-électrochimique. Les résultats ont également montré que la condition acide faible (pH = 5,5) favorise la dégradation du DCF, tandis que la condition à basse température inhibe sa dégradation. Dans ces conditions le taux de retrait le plus élevé peut atteindre jusqu'à 30,73% après 2 semaines de fonctionnement.

# Conclusion & Recommendations

## ***Conclusion & Recommandations***

---

La disponibilité d'une eau de bonne qualité présentant des caractères physico-chimique, microbiologique appréciable fait partie des stratégies modernes de tous les pays du monde entier. Les expositions à long terme même à l'état de traces, de polluants de toutes sortes, contribuent à rendre impropre cette source vitale. La présence de résidus médicamenteux (RdM) dans les eaux potables, est une facheuse réalité. Ces produits pharmaceutiques sont détectés à des concentrations de plusieurs ordres de grandeur en dessous des doses thérapeutiques minimales. En Afrique, ces concentrations dans les eaux de surface, atteignent plusieurs dizaines de milliers de ng/L. Ces concentrations sont très élevées par rapport à celles retrouvées en Europe. Elles témoignent de la situation de la forte pression anthropique sur cette ressource. De plus, les traitements de potabilisation des eaux dans ces pays, étant moins développés qu'en Europe.

Les antibiotiques, sont parmi les substances les plus retrouvées dans les eaux potables. Ce qui relève non seulement d'un problème de santé publique mais aussi d'une problématique environnementale sérieuse. D'ailleurs, plusieurs travaux de recherches ont été orientés sur leurs effets sur les microorganismes. C'est une situation indésirable est la résultante logique à l'usage abusif et non contrôlé de ces molécules, aussi bien en médecine humaine que vétérinaire. Ces médicaments finissent après ingestion par l'homme, dans les réseaux d'eaux usées. L'épandage des boues de stations d'épuration urbaines ou industrielles pour l'amendement des sols est une pratique courante qui contribue à l'introduction de ces molécules dans le milieu hydrique. Les antibiotiques utilisés en vétérinaires, sont également éliminés par voie fécale ou urinaire, entraînent une introduction dans l'environnement hydrique. Soit immédiate lorsque les animaux pâturent ou différée en cas d'épandage des fumiers et lisiers. Ces résidus de médicaments vétérinaires rejoignent les ressources aquatiques sans passer par une station d'épuration (**Afssa, 2010**). La présence d'actinobactéries dans les eaux est une autre source d'antibiotiques qui peuvent être à l'origine de certaines nuisances dans le milieu aquatique. Même si les actinobactéries sont présents en faible nombre dans un bassin, leur impact en provoquant des épisodes de goût et d'odeur peut être grandement amplifié s'ils colonisent les tuyaux de prise d'eau et des structures similaires.

Les risques sanitaires liés à l'exposition humaine via la consommation d'eaux et/ou de poisson, contaminé par les RdM, sont très présents. Néanmoins, au vue des connaissances actuelles, la majorité des études concluent que ces risques, sont faibles. Cependant, ces études restent prudentes à propos du risque encouru sur le long terme, notamment les populations les plus vulnérables. Par ailleurs, des interrogations subsistent quant aux effets engendrés par la

## ***Conclusion & Recommendations***

---

présence de composés en mélange, susceptibles d'agir de manière synergique en augmentant les risques sanitaires. Les sensibilités individuelles sont également rencontrés (**Schwab, 2005**). La présence de ces antibiotiques dans les eaux s'ajoute à leurs présences dans les autres aliments souvent traités par ces molécules. Ces concentrations se trouvent par conséquent, en augmentation dans le corps humain. Cela peut entraîner plusieurs risques pour les consommateurs comme des modifications de la flore intestinale de l'homme, des effets toxiques ou allergiques et la sélection de bactéries pathogènes résistantes aux antibiotiques (**Châtaigner, 2004**). Cette situation de résistance ou multi-résistance est ressentie dans pratiquement dans tous les pays du monde. Une étude de **Binh et al., (2007)**, ont montré les possibilités de transfert de gènes de résistances à l'amoxicilline, aux autres bactéries sensibles de l'environnement.

Les procédés physico-chimiques et biologiques, utilisés dans le traitement des eaux dans les STEP, ne sont pas conçues pour l'élimination de ces composés médicamenteux. Le traitement de cette pollution est devenu un enjeu sociétal. La dégradation de ces résidus est donc nécessaire avant leur rejet dans l'environnement. Des procédés de traitement avancés d'adsorption, de biodégradation et/ou de rétentions seuls ou combinés permettent d'éliminer les composés traces avec un rapport coût/bénéfice qui reste à évaluer. Parmi les études menées, les processus physiques ont montré des succès limités. En revanche, les processus chimiques tels que le processus d'oxydation avancée (POA) sont plus efficaces pour dégradé les RdM du milieu aquatique en seulement quelques heures. Les inconvénients de ces procédés chimiques sont nombreux : Le coût des agents chimiques et les sources d'énergie sont les principaux désavantages. Ces composés chimiques peuvent agir comme antioxydant et réduire l'efficacité du traitement. Ils permettent également de produire des sous-produits (intermédiaires) encore toxiques, susceptibles de précipiter dans l'environnement. Par ailleurs, la combinaison entre les processus physico-chimiques accélère la dégradation des RdM et réduit le coût du traitement processus.

Les microorganismes utilisés dans la STEP dans le cadre du processus biologique, montrent des taux important d'élimination des résidus de médicaments. L'efficacité d'élimination est très sélective vers la cible polluante. Mais ce processus présente quelques inconvénients : Elle est souvent très spécifique et limité à certains composés biodégradables, le temps de la biodégradation est assez long, Les variations saisonnières, agissent sur l'activité microbienne et le taux de dégradation est limité par les nutriments et les sources d'énergie.

## ***Conclusion & Recommendations***

---

Les programmes de surveillance systématique sont rares et il existe très peu d'informations sur la présence de produits pharmaceutiques dans l'eau potable. Ce manque de données représente un défi capital pour l'évaluation des risques potentiels sur la santé. Que ce soit à des faibles expositions à long terme ou à court terme, en particulier pour les sous-populations vulnérables telles que les nourrissons et les malades chroniques. En outre, la fréquence de détection des produits pharmaceutiques dans l'eau potable, même à des concentrations inférieures à ce qui est considéré comme nuisible, peut entraîner une perte de confiance dans la qualité générale de l'eau potable par le public. Le principe de précaution requiert des mesures destinées à minimiser la présence des produits pharmaceutiques dans l'eau potable.

Nous proposons afin de réduire cette pollution émergente en Algérie, les recommandations suivantes :

-La création d'un observatoire spécialisé dans le suivi périodique de la quantité et la qualité des RdM retrouvés dans l'eau de boisson, depuis la source d'approvisionnement jusqu'au aux consommateurs ;

- D'imposer aux pharmaciens la collecte des médicaments non utilisés (MNU) et de mettre en place des organismes de gestions de ces déchets toxiques, en mettant en place des systèmes de récupération ou d'élimination des MNU ;

-Prévoir dans les stations d'épuration des eaux usées, une étape de traitement, spécialisée dans l'élimination des RdM ;

-Promouvoir des mesures destinées à réduire les prescriptions d'antibiotiques dans les élevages d'animaux et en aquaculture et recourir à des alternatives biologiques et non chimique ;

-Encourager les campagnes éducatif et informatif auprès des professionnels de la santé et des patients afin de réduire l'usage systématique des antibiotiques et arrêter l'automédication. Il est également très souhaitable de développer la pharmacie « écologique » et promouvoir la « chimie verte », dans les stratégies thérapeutique.

# Référence bibliographique

## A

- Académie National de Pharmacie, (2019).** Rapport : Médicaments et environnement. 59p.
- Académie nationale de pharmacie, (2008).** Rapport : Médicaments et environnement. Paris. 105p.
- Afssa, (2006).** Usage vétérinaire des antibiotiques résistances bactériennes et conséquence pour la santé humaine. Rapport du groupe de travail 'Antibiorésistance'. Maisons-Aflort : AFSSA, 214.
- Afssa, (2010).** Résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine : Volet « Méthodologie générale d'évaluation de l'exposition de l'Homme aux résidus de médicaments via l'eau destinée à la consommation humaine ». Saisine 2009-SA-0210. 26p.
- Albrich, W.C., Monnet, D.L. and Arbarth, S. (2004).** Antibiotic Selection Pressure and Resistance in *Streptococcus pneumoniae* and *Streptococcus pyogenes*. *Em. Infect. Dis*, 10: 514-517.
- Alderman, D.J. et Hastings, T.S. (1998).** Antibiotic use in aquaculture: development of antibiotic resistance - potential for consumer health risks, *Int J Food Sci Technol*, 33, 139-155.
- Al-Diwany, L.J. and Cross, T. (1978).** Ecological studies on nocardioforms and other actinomycetes in aquatic habitats. In: Modarski, M., Kurylowicz, W., Jeljaszewicz, J. (Eds.), *Nocardia and Streptomycetes, Proceedings of the International Symposium on Nocardia and Streptomycetes*. Gustav Fischer Verlag, New York.
- Alexy, R., Kümpel, T. and Kümmerer, K. (2004).** Assessment of degradation of 18 antibiotics in the closed bottle test. *Chemosphere*, 57, 505–512.
- Al-Gheethi A. A.S. et Norli, I. (2014).** Biodegradation of Pharmaceutical Wastes in Treated Sewage Effluents by *Bacillus subtilis* 1556WTNC. Springer International Publishing Switzerland [en ligne], 1, 459–481 (Consulter le 12/09/2020) « <https://DOI10.1007/s40710-014-0034-6> ».
- Algros, E. (2005).** Antibiotiques dans l'environnement: sources, concentrations, persistance, effets et risques potentiels. Thèse d'exercice de pharmacie : Sciences pharmaceutiques. France : Université Henri Poincaré - Nancy 1, 105p.
- Algros, E., Jourdain, M.J. (2007).** Contamination potentielle des échantillons de stations d'épuration (eaux brutes, eaux traitées, boues) et effluents d'élevage par des molécules pharmaceutiques. IRH Environnement.
- Aloui, A. et Zertal, A. (2016).** Etude de l'élimination du paracétamol par le charbon actif en milieu aqueux. Third International Conference on Energy, Materials, Applied Energetics and Pollution.
- Álvarez-Muñoz, D., Rodríguez-Mozaz, S., Maulvault, A.L., Tediosi, A., Fernández-Tejedor, M., Van den Heuvel, F., Kotterman, M., Marques, A. and Barceló, D.**



- (2015). Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in macroalgae, bivalves, and fish from coastal areas in Europe. *Environ. Res.*, 143, 56–64.
- Andreozzi, R., Canterino, M., Marotta, R. et Paxeus, N. (2005).** Antibiotic removal from wastewaters: The ozonation of amoxicillin. *Hazardous Materials* [en ligne], 0304-3894 (Consulter le 12/09/2020) « <https://DOI:10.1016/j.jhazmat.2005.03.004> ».
- Andreozzi, R., Raffaele, M. et Nicklas, P. (2003).** Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *Chemosphere*, 50, 1319–1330.
- Angulo, F.J., Nargund, V.N. and Chiller, T.C. (2004).** Evidence of an association between use of antimicrobial agents in food animals and antimicrobial resistance among bacteria isolated from humans and the human health consequence of such resistance, *J Vet Med*, 51, 374-379.
- Ariza Castro, N. (2019).** Occurrence et produits de transformation des résidus de médicaments dans l'environnement aquatique (milieu et organismes) par approche ciblée et non-ciblée en spectrométrie de masse. Thèse de Doctorat : Sciences de l'eau. Montpellier : Université Montpellier, 165p.
- Attrassi, B. (1993).** Multirésistance bactérienne aux antibiotiques en milieu marin (cote atlantique, Maroc), *Environmental Technology*, 14, 1197-1186.
- Aus der Beek, T., Weber, F.A., Bergmann, A., Hickmann, S., Ebert, I., Hein, A. and Küster, A. (2016).** Pharmaceuticals in the environment-global occurrences and perspectives. *Environ. Toxicol. Chem.*, 35, 823–835.
- Ayachi, I.F. et Yamoun, N. (2019).** Contribution à l'étude et à l'évaluation de la qualité bactériologique des eaux de puits et de sources de la Wilaya de Constantine. Mémoire de Master : Biologie Moléculaire des Microorganismes. Constantine : Université des Frères Mentouri, 116p.

## B

- Baghapoura, M.A., Reza Shirdarreh, M. et Faramarzi, M. (2014).** Amoxicillin removal from aqueous solutions using submerged biological aerated filter. *Desalination and Water Treatment*, 54, 790–801. doi: 10.1080/19443994.2014.888014.
- Bailón-Pérez, M.I., García-Campana, A.M., Cruces-Blanco, C. et del Olmo Iruela, M. (2008).** Trace determination of  $\beta$ -lactam antibiotics in environmental aqueous samples using off-line and on-line preconcentration in capillary electrophoresis, *J. Chromatogr. A*, 1185 273–280. doi:10.1016/j.chroma.2007.12.088.
- Baloul, Y. (2018).** Contribution à l'étude du traitement de résidus médicamenteux dans les milieux aqueux par plasmas non thermiques. Application au paracétamol et à l'ésoméprazole. Thèse de Doctorat : Génie de procédés. France : Université d'Orléans, 213p.
- Barnes, K.K., Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Zaugg, S.D., Meyer, M.T. and Barber, L.B. (2008).** A national reconnaissance of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States: I Groundwater, *Science of the Total Environment*, 402, 192-200.

- Batt, A.L., Bruce, I.B. and Aga, D.S. (2006).** Evaluating the vulnerability of surface waters to antibiotic contamination from varying wastewater treatment plant discharges. *Environ. Pollut.*, 142, 295–302. doi:10.1016/j.envpol.2005.10.010.
- Bays, L.R., Burman, N.P. and Lewis, W.M. (1970).** Taste and odour in water supplies in Great Britain: A survey of the present position and problems for the future. *Wat. Treatm. Exam.*, 19(2), 136-160.
- Baziz, N. (2008).** Étude sur la qualité de l'eau potable et risques potentiels sur la santé cas de la ville de BATNA. Mémoire de Magister : Aménagement du territoire. Batna : Université Colonel Elhadj Lakhdar, 154p.
- Belhadj, S. et Yahia-Dahmana, S. (2018).** Analyse de la qualité de l'eau suivant les normes de potabilité de quelques sources naturelle dans la commune de Feraoun (Wilaya Bejaia). Mémoire de Master : Biodiversité et Sécurité Alimentaire. Béjaia : Université Abderrahmane Mira, 63p.
- Belhout, N. (2013).** Actinomycetes sahariens producteurs d'antifongiques : taxonomie et étude des antibiotiques. Mémoire de Master Académique : Analyses Biochimiques. M'sila : Université de M'sila, 112p.
- Belkaid, S. (2013).** Adsorption du diclofenac sur charbon actif en poudre (CAP) [en lingé]. Mémoire de Master. Blida : Université de Blida 1, 97p. Disponible sur : « <http://di.univ-blida.dz:8080/jspui/bitstream/123456789/4250/1/Untitled.pdf> » (consulté le 15/09/2020).
- Benchaabane, R. (2018).** Evaluation de la qualité des cours d'eau de la commune d'Oued Athmenia. Mémoire de Master : Ecologie Fondamentale et Appliquée. Constantine : Université des Frères Mentouri, 78p.
- Bengtsson-Palme, J., Kristiansson, E. and Larsson, D.G.J. (2018).** Environmental factors influencing the development and spread of antibiotic resistance. *FEMS Microbiol. Rev.*, 42, 68–80.
- Benmoussa, H. (2018).** Chimie des eaux. Cours de Master 1 : Génie des Procédés de l'Environnement. Oran : Université Mohamed Boudiaf, 124p.
- Bensaada, W. et Benouna, I. (2014).** Alimentation en eau potable des centres de Ouled Mimoun, Sidi Abdelli et Sidi Senouci à partir du brise charge BC3 conduite Béni Bahdel-Oran. Mémoire de Master : Technologie de Traitement des Eaux. Tlemcen : Université Abou –Bekr Belkaid, 142p.
- Beriber, A. (2016).** Etude de l'adsorption et de la désorption de l'amoxicilline sur un charbon actif à base de pédicelle de datte. Mémoire de Magister : Génie de l'Environnement. Alger : Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, 83p.
- Berne, F. et Cordonnier, J. (1991).** Traitement des eaux usées : Epuration des eaux résiduaires de raffinage, conditionnement des eaux de réfrigération. Paris: *TECHNIP*, p 306.
- Bertelkamp, C., Reungoat, J., Cornelissen, E.R., Singhal, N., Reynisson, J., Cabo, A.J., van der Hoek, J.P. and Verliefde, A.R.D. (2014).** Sorption and biodegradation of

- organic micropollutants during river bank filtration: A laboratory column study. *Water Res*, 52, 231–241. doi:10.1016/j.watres.2013.10.068.
- Berthelot, M. et Andre, G. (1891).** Sur l'odeur propre de la terre. *C.R. Acad. Sei. Paris*. 112, 598-599.
- Berthet, J., Amar-Costesec, A. (2005).** Dictionnaire de biologie / Jacques ; en collaboration avec Alain AmarCostesec ; [préface de Christian de Duve]. Bruxelles : *De Boeck*. 1034p.
- Bian, X., Xia, Y., Zhan, T., Wang, L., Zhou, W., Dai, Q., et Chen, J. (2019).** Electrochemical removal of amoxicillin using a Cu doped PbO<sub>2</sub> electrode: Electrode characterization, operational parameters optimization and degradation mechanism. *Chemosphere* [en ligne], 233, 762-770. (Consulter le 08/09/2020) < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.226> >.
- Binh, C.T., Heuer, H., Gomes, N.C., Kotzerke, A., Fulle, M., Wilke, B.M., Schloter, M. & Smalla, K. (2007).** Short-term effects of amoxicillin on bacterial communities in manured soil. *FEMS Microbiol Ecol*, 62, 290-302.
- Björleinius, B., Ripszám, M., Haglund, P., Lindberg, R.H., Tysklind, M. and Fick, J. (2018).** Pharmaceutical residues are widespread in Baltic Sea coastal and offshore waters – Screening for pharmaceuticals and modelling of environmental concentrations of carbamazepine. *Sci. Total Environ*, 633, 1496–1509.
- Boman, F. (2016).** Radioactivité de l'eau de boisson. Affiche. Paris. (La page consulté le 28/07/2020). Sur : < <https://pectineactualites.files.wordpress.com/2016/01/f-boman-fiche-09-radioactivite3a9-eau-2016-01-311.pdf> >.
- Boreen, A.L., Arnold, W.A. and McNeill, K. (2004).** Photochemical Fate of Sulfa Drugs in the Aquatic Environment: Sulfa Drugs Containing Five-Membered Heterocyclic Groups. *Environ.Sci. Technol*, 38, 3933–3940. doi:10.1021/es0353053.
- Bosca, C. (2002).** Groundwater law and administration of sustainable development, *Mediterranean Magazine, Science Training and Technology*, N° 2, 13-17.
- Bound, J.P. et Voulvoulis, N. (2005).** Household disposal of pharmaceuticals as a pathway for aquatic contamination in the United Kingdom, *Environ Health Perspect*, 113, 1705-1711.
- Boutlelis Djahra, A., Bordjiba, O., et Benkherara, S. (2012).** Activité antibactérienne des flavonoides d'une plante médicinale spontanée *Marrubium vulgare* L. de la région d'El Tarf (Nord-Est Algérien). *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie*. 24: 29-37.
- Bouziane, A., 2009.** Cour d'alimentation en en potable. *Génie Civil*. Maroc : Université Mohamed V, 197p.
- Boxall, A.B. (2004),** The environmental side effects of medication, *European Molecular Biology Organization*, 5, 1110-1116.
- Boxall, A.B., Fogg, L.A., Blackwell, P.A., Kay, P., Pemberton, E.J. and Croxford, A. (2004).** Veterinary medicines in the environment, *Rev Environ Contam Toxicol*, 180, 1-91.

- Bradley, P.M., Barber, L.B., Duris, J.W., Foreman, W.T., Furlong, E.T., Hubbard, L.E., Hutchinson, K.J., Keefe, S.H. and Kolpin, D.W. (2014).** Riverbank filtration potential of pharmaceuticals in a wastewater-impacted stream. *Environ. Pollut*, 193, 173–180.
- Bradley, P.M., Barber, L.B., Duris, J.W., Foreman, W.T., Furlong, E.T., Hubbard, L.E., Hutchinson, K.J., Keefe, S.H. and Kolpin, D.W. (2014).** Riverbank filtration potential of pharmaceuticals in a wastewater-impacted stream. *Environ. Pollut*, 193, 173–180.
- Brieudes, V., Lardy-Fontan, S., Vaslin-Reimann, S., Budzinski, H. et Lalere, B. (2017).** Development of a multi-residue method for scrutinizing psychotropic compounds in natural waters. *J. Chromatogr. B Anal. Technol. Biomed. Life Sci*, 1047, 160–172.
- Briki, T. (2019).** Etude d'un système d'alimentation en eau potable avec adduction par pompage, étude d'un cas: société nationale des véhicules industriels Rouïba. Rapport de soutenance du diplôme Licence Professionnel : Génie de l'Eau. Bouira: Université Akli Mohand Oulhadj, 111p.
- Brown, K.D. (2004).** Pharmaceutically active compounds in residential and hospital effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in Albuquerque, New Mexico. Water resources program. New Mexico : The University of New Mexico. Albuquerque, Publication N° WRP-9. 62p.
- Brown, K.D., Kulis, J., Thomson, B., Chapman, T.H. and Mawhinney, D.B. (2006).** Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico, *Science of the Total Environment*, 366, 772-783.
- Bulletin CClin-Arlinn° 7.** Auteurs : **Roland, I., Le Bourhis-Zaimi, M., Petel, T., Boulet, L., Candon, C., Bellet, V., Cadot-Hébert, M., Deconihout, F., Annerel, S. et Guet, L** Informations du réseau national de prévention des infections associées aux soins. Enquête sur la gestion des excréta en ex-région Haute Normandie. 1-40.
- Burman, N. P., Oliver, C.W. and Stevens, J.K. (1969).** Isolation of Actinomycetes. In : Isolation methods for Microbiologists. Acad. Press, London and New York. Tech. Ser, 3, 131-133.
- Burman, N.P. (1973).** The occurrence and significance of Actinomycetes. In : The Actinomycetales. Characteristics and practical importance. (Sykes et Skinner). Academic Press, London and New York. 219-230.

## C

- Cabello, F.C. (2003).** Antibiotics and aquaculture. An analysis of their potential impact upon the environment, human and animal health in Chile, Fundación Terram. Analisis de Politicas Publicas. N°17, 1- 16
- Cabello, F.C. (2004).** Antibiotics and aquaculture in Chile: implications for human and animal health, *Rev Med Chil*, 132, 1001-1006.
- Cabello, F.C. (2006),** Heavy use of prophylactic antibiotics in aquaculture: a growing problem for human and animal health and for the environment. *Environmental Microbiology*, 8, 1137-1144.

- Cardot, C. (1999).** Les traitements de l'eau: procédés physico-chimiques et biologiques, cours et problèmes résolus: génie de l'environnement. Edition Elipses, 71p.
- Carré, J., Guillaud, N., Morel, C., Peigner, P., Oller, G. et Château, G. (2008).** Guide à l'usage hydrogéologues agréés en matière d'hygiène publique et des services de États en charge de la santé; EHESP-DGS : Protection des captages d'eau ; Acteurs et stratégies. 84p.
- Cetecioglu, Z., Ince, B., Azman, S., Gokcek, N., Coskun, N. and Ince, O. (2013).** Determination of Anaerobic and Anoxic Biodegradation Capacity of Sulfamethoxazole and the Effects on Mixed Microbial Culture, in: Chamy, R. (Ed.), Biodegradation - Engineering and Technology. InTech.
- Chataigner, B. (2004).** Etude de la qualité sanitaire des viandes bovines et ovines à Dakar (Sénégal). Contamination par des résidus d'antibiotiques- Thèse Toulouse.
- Chea, E. (1975).** Actinomycètes aérobie des eaux douces. Thèse de Doctorat-Ingénieur. France : Université des sciences et techniques de Lille, 177p.
- Chelli, L. et Djouhri, N. (2013).** Analyses des eaux de réseau de la ville de Béjaia et évaluation de leur pouvoir entartrant. Mémoire de Master : Génie Chimique. Bejaia: Université Abderrahmane Mira, 102p.
- Chen, H., Liu, S., Xu, X.-R., Liu, S.-S., Zhou, G.-J., Sun, K.-F., Zhao, J.-L. and Ying, G.-G. (2015).** Antibiotics in typical marine aquaculture farms surrounding Hailing Island, South China: Occurrence, bioaccumulation and human dietary exposure. *Mar. Pollut. Bull.*, 90, 181–187. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.10.053.
- Chopra, S., Kumar, D. (2019).** Caractérisation, optimisation et étude cinétique de la dégradation de l'acétaminophène par la souche S1 de *Bacillus drentensis* et analyse de la dégradation des eaux usées. *Bioresour. Bioprocess* [En ligne], 7(9), 18. Disponible sur : « <https://doi.org/10.1186/s40643-020-0297-x> » (consulté le 13/09/2020).
- Chouaki, M. (2008).** L'eau potable dans les villes Méditerranéennes Réseaux techniques et contraintes : Le cas de la ville d'Oran [en ligne].1-25. Disponible sur : « <https://ouvrages.crasc.dz/pdfs/4%20chouaki%20mustafa.pdf> » (consulté le 20/06/202).
- Christian, T., Schneider, R.J., Fârber, H.A, Skutlarek, D., Meyer, M.T. and Goldbach, H.E. (2003).** Determination of antibiotic residues in manure, soil and surface waters. *Acta Hydro chimie und Hydrobiologie*, 31(1), 36-44.
- Clara, M., Strenn, B. and Kreuzinger, N. (2004).** Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: Investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration, *Water Research*, 38, 947-954.
- Conseil général de l'Environnement et du Développement durable, 2010.** Rapport n° : 007058-01. Médicament et environnement : La régulation du médicament vis-à-vis du risque environnemental. 119p.

- Cooper, E., Siewicki, T. et Phillips, K. (2008).** Preliminary risk assessment database and risk ranking of pharmaceuticals in the environment, *Science of the Total Environment*, 398, 26-33.
- Corvaglia, A.R. (2006).** Rôle des résidus d'antibiotiques dans les environnements hydriques sur la sélection et la diffusion de bactéries résistantes des genres *Aeromonas*, *Acinetobacter* et *Legionella*, Thèse de Doctorat N° 3796: Science Biologique. Université de Genève, 254p.
- Corvaisier, N. (2000).** Les substances médicamenteuses rejetées dans les eaux usées urbaines. Office international de l'eau. ENGREE Centre de Montpellier, 13p.
- Costanzo, S.D., Murby, J. and Bates, J. (2005).** Ecosystem response to antibiotics entering the aquatic environment, *Mar. Pollut. Bull.*, 51, 218–223. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.10.038.
- Crini, G. et Badot, P.M. (2007).** Traitement et épuration des eaux industrielles polluées: procédés membranaires, bioadsorption et oxydation chimique. Presses universitaires de Franche-Comté. 352p.
- Cross, T. (1981).** Aquatic Actinomycetes: a critical survey of the occurrence, growth and role of actinomycetes in aquatic habitats. *J. Appl. Bacteriol.*, 50, 397–410.
- Cyclamed. (2011).** Forte croissance de la collecte des Médicaments Non Utilisés. Dossier de presse 2011.

## D

- Dąbrowska, D., Namieśnik, J. (2004).** The Importance of Degradation in the Fate of Selected Organic Compounds in the Environment. Part II. Photodegradation and Biodegradation. *Polish J. Environ. Stud.*, 13, 617–626.
- Danner, M.C., Robertson, A., Behrends, V., and Reiss, J. (2019).** Antibiotic pollution in surface fresh waters: Occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 664, 793-804.
- Davies, J. et Davies, D. (2010).** Origins and evolution of antibiotic resistance. *Microbiol Mol Biol Rev.* 74(3):417-433. Doi : 10.1128/MMBR.00016-10.
- De la Cruz, N., Giménez, J., Esplugas, S., Grandjean, D., de Alencastro, L.F. & Pulgarín, C. (2012).** Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. *Water Res.*, 46, 1947–1957. doi:10.1016/j.watres.2012.01.014.
- De Villers, J., Squilbin, M. et Yourassowsky, C. (2005).** Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement (IBGE). L'eau à Bruxelles, 16p.
- Deblonde, T. (2013).** Évaluation des risques sanitaires de la consommation d'eaux potentiellement chargées en résidus de médicaments anticancéreux. Thèse de Doctorat : Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes. France : Université de Lorraine, 185p.

- Deblonde, T., Cossu-Leguille, C. and Hartemann, P. (2011).** Emerging pollutants in wastewater: a review of the literature. *Int J Hyg Envir Heal*, 214, 442-448.
- Degremont. (2005).** Mémento technique de l'eau. Tome 1, 10eme édition. Paris : Ed Tec et doc, 3- 38.
- Dehghani, M., Behzadi, S., and Sekhavatjou, M.S. (2015).** Optimizing Fenton process for the removal of amoxicillin from the aqueous phase using Taguchi method. *Desalination and Water Treatment* [En ligne, 1944-3994/1944-3986. (Consulté le 10/09/2020) « <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2015.1005143> ».
- Delery, L. (1999).** Antibioresistance Bactérienne dans l'eau : problématique de la transmission de l'Animale a l'Homme. Mémoire de Formation des Ingénieurs : Génie Sanitaire. Rennes : École National de la Santé Publique ENSP, 70p.
- Deo, R.P. (2014).** Pharmaceuticals in the Surface Water of the USA : A Review. *Curr Envir Heal. Rpt*, 1, 113–122.
- Depaola., 1995.** Effect of oxytetracycline-medicated feed on antibiotic resistance of gram negative bacteria in catfish ponds, *Applied and Environmental Microbiology*, 61(6), 2335-2340.
- Diaz-Cruz, S., Barceló, D. (2004),** Occurrence and analysis of selected pharmaceuticals and metabolites as contaminants present in wastewaters, sludge and sediments in D. Barceló (Ed), *The Handbook of Environmental Chemistry, Part I*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 5, 227-260.
- Diop, C.I.K. (2006).** Étude de la qualité microbiologique des eaux de boisson conditionnées en sachet et vendues sur la voie publique dans la région de Dakar, Mémoire de diplôme d'études approfondies de productions animales. Dakar : Université Cheikh Anta Diop, p 40.
- Djaidja, H. et Ahmed Mili, E. (2018).** Dimensionnement De réseau D'AEP par logiciels ARC GIS et EPANNET De la nouvelle ville De M'SILA. Mémoire de Master : Hydraulique Urbaine. M'sila : Université Mohamed Boudiaf, 81p.
- Dougherty, J.D. and Morris, R.L. (1967).** Studies on the remoyal of Actinomycetes musty ta stes and odors in water supplies. *J. Am. Wat. Wks. Ass*, 59, 1320-1326.
- Durand, J. (2016).** Suivi en continu de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution: validation en laboratoire et terrain de sonde de mesure en continu Multi-Paramétriques. Mémoire de Maitrise Ès Sciences Appliquées : Génie Civil. Montréal : Université de Montréal, 106p.

## E

- Ebele, A.J., Abou-Elwafa Abdallah, M. et Harrad, S., (2017).** Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerg. Contam*, 3, 1–16.
- El-Nakeeb, M., Lechevalier, H. (1963).** Sélective Isolation of Aérobie Actinomycète. *Appl Microbiol*, 11 (2), 75-77.



**Escapa, C., Coimbra, R.N., Nuevo, C., Vega, S., Paniagua, S., García, A.I., Calvo, L.F and Otero, M. (2017).** Valorization of Microalgae Biomass by Its Use for the Removal of Paracetamol from Contaminated Water. *José Manuel Poyatos*, 9, 312; doi:10.3390/w9050312.

**European Commission, (1996).** Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances. Part II. Environ. Risk Assessment, Luxemb.

## F

**Feitosa-Felizzola, J., Chiron, S. (2009).** Occurrence and distribution of selected antibiotics in a small Mediterranean stream (Arc River, Southern France). *J. Hydrol.* 364, 50–57.

**Fradin, D. (2019).** Résidus médicamenteux dans l'eau environnementale : le rôle du pharmacien d'officine. Thèse de Doctorat : Pharmacie. France : Université de Poitiers, 133p.

**Frédéric, D., Khadim, D., Naulet, F., Sanchez-Riquelme, A., Le Corre, M. et Achouline, S. (2020).** Potabilisation des eaux de surface en Afrique de l'Ouest : Solutions techniques adaptées de l'expérience de la vallée du fleuve Sénégal. France : Éditions Quæ, Gret. 222 p.

**Frédéric, O., Yves, P. (2014).** Pharmaceuticals in hospital wastewater: Their ecotoxicity and contribution to the environmental hazard of the effluent. *Chemosphere*, 115, 31–39. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.01.016.

## G

**GARTI, Z. (2018).** Dégradation de l'amoxicilline par le procédé Electro-fenton. Mémoire master recherche : Génie des procédés de l'environnement. BEJAIA: Université A.MIRA-BEJAIA. 40p.

**Gassambe, O.S. (2012).** Contribution a une meilleure connaissance de la réglementation et de la composition physico-chimique des différentes marques d'eau minérale vendues au MALI. Thèse de Doctorat : Faculté de Médecine, de Pharmacie et d'Odonto-Stomatologie (FMPOS). Mali: Université de Bamako, 156p.

**Gaur, A. (1992).** Transferable antibiotic resistance among thermotolerant coliform form rural drinking water in India. *Epidemiology Infectiology*.109, 113-120.

**Gauthier F. (2002).** Biofilms et qualité biologique de l'eau potable au cours de sa distribution [En ligne]. Mémoire de DESS : Qualité et Gestion de l'Eau. Amiens : Université de Picardie, 78 p. disponible sur : « <https://www.u-picardie.fr/beauchamp/duce/biofilms.pdf> » (consulté le 03/08/2020).

**Gerber, N.N. (1979).** Volatile substances from actinomycetes: their role in the odor pollution of water. *CRC Crit. Rev. Microbiol*, 7, 191–214.

**Gerber, N.N. et Lechevalier, H.A. (1965).** Gosmin an earthy smelling substance isolated from Actinomycetes. *Appl. Microbiol*, 13, 935-938.



- Ghazali, D., Zaid, A. (2013).** Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama-Jerri (région de Meknès-Maroc). *Larhyss Journal, ISSN, 1112- 3680 (12), 25-36.*
- Giger, W., Alder, W.A.C., Golet, E.M., Kholer, H.P.E., McArdell, C.S., Molner, E., Siegrist, H. and Suter, M.J.F. (2003).** Occurrence and fate of antibiotics as trace contaminants in wastewater, sewage sludges, and surface waters. *Chimia, 57, 485–491.*
- Ginebreda, A., Muñoz, I., de Alda, M.L., Brix, R., López-Doval, J. and Barceló, D. (2010).** Environmental risk assessment of pharmaceuticals in rivers: relationships between hazard indexes and aquatic macroinvertebrate diversity indexes in the Llobregat River (NE Spain). *Environ. Int, 36, 153–162.*
- Girardia, C., Greve, J., Lamshöft, M., Fetzer, I., Miltner, A., Schäffer, A. and Kästner, M. (2011).** Biodegradation of ciprofloxacin in water and soil and its effects on the microbial communities. *J. Hazard. Mater, 198, 22–30.*
- Göbel, A., McArdeli, C.S., Suter, M.I.F. and Giger, W. (2004).** Trace determination of macrolide and sulphonamide antimicrobials, a human sulphonamide metabolite, and trimethoprim in wastewater using liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry. *Analytical chemistry, 76(16), 4756-4764.*
- Göbel, A., Thomsen, A., McArdell, C.S., Joss, A. and Giger, W. (2005).** Occurrence and sorption behavior of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in activated sludge treatment, *Environmental Science & Technology, 39, 3981-3989.*
- Goldburg, R.J., Elliott, M.S. and Naylor, R.L. (2001).** Marine aquaculture in the United States: Environmental impacts and policy options. Arlington, VA, USA, PEW Oceans Commission.
- Golet, E.M., Aider, A.C. and Giger, W. (2002).** Environmental exposure and risk assessment of fluoroquinolone antibacterial agents in wastewater and river of the Glatt Valley Watershed, Suisse. *Environmental Science and Technology, 36(17), 3645-3651.*
- Golet, E.M., Aider, A.C., Hartmann, A., Ternes, T.A. and Giger, W. (2001).** Trace determination of fluoroquinolone antibacterial agents in urban wastewater by solid-phase extraction and liquid chromatography with fluorescence detection. *Analytical Chemistry, 73, 3632-3638.*
- Golet, E.M., Xifra, I., Siegrist, H., Alder, A.C. and Giger, W. (2003),** Environmental exposure assessment of fluoroquinolone antibacterial agents from sewage to soil, *Environmental Science & Technology, 37, 3243-3249.*
- Gómez, M.J., Petrović, M., Fernández-Alba, A.R. et Barceló, D. (2006).** Determination of pharmaceuticals of various therapeutic classes by solid-phase extraction and liquid chromatography–tandem mass spectrometry analysis in hospital effluent wastewaters, *Journal of Chromatography A, 1114, 224-233.*
- Goni-Urriza, M., Capdepuy, M., Arpin, C., Raymond, N., Caumette, P. and Quentin, C. (2000).** Impact of an Urban Effluent on Antibiotic Resistance of Riverine Enterobacteriaceae and *Aeromonas* spp. *Appl. Environ. Microbiol, 66, 125–132.*

- Goodfellow, M. and Williams, S.T. (1983).** Ecology of actinomycetes. *Ann. Rev. Microbiol*, 37, 189-216.
- Goodfellow, M., O'Donnell, A.G., (1989).** Search and discovery of industrially significant actinomycetes. In: Baumberg, S., Hunter, I.S., Rhodes, P.M. (Eds.), *Microbial Products: New Approaches*. University Press, Cambridge, 343–383.
- Grave, K., Lingaas, E., Bangen, M. and Ronning, M. (1999).** Surveillance of the overall consumption of antibacterial drugs in humans, domestic animals and farmed fish in Norway in 1992 and 1996, *J Antimicrob Chemother*, 43, 243-252.
- Grave, K., Markestad, A. and Bangen, M. (1996).** Comparison in prescribing patterns of antibacterial drugs in salmonid farming in Norway during the periods 1980-1988 and 1989-1994, *J Vet Pharmacol Ther*, 19, 184-191.
- Greenless, K.J. (2003).** Animal drug human food safety toxicology and antimicrobial resistance - the square peg, *Int J Toxicol*, 22, 131-134.
- Gueddoudj, M. et Benouaret, R. (2003).** Optimisation multicritère pour la gestion d'un réseau d'AEP [En ligne]. Thèse d'ingénieur en hydraulique: hydraulique urbaine. Béjaia : Université de Béjaia. Disponible sur : < <https://www.memoireonline.com/05/08/1141/optimisation-multicritere-gestion-AEP.html> > (consulté le 16/07/2020).

## H

- Haboul, A. et Touati, A. (2019).** Contribution à l'évaluation de la potabilité des eaux dans quelques régions de la wilaya de Bouira. Mémoire de Master : Biodiversité et Environnement. Bouira : Université Akli Mohand Oulhadj, 86p.
- Hakimi, S. (2019).** Dégradation photocatalytique de l'acétaminophène présent dans les effluents aqueux. Mémoire de Master : Génie des Procédés. Annaba : Université Badji Mokhtar, 105p.
- Halling-Sørensen, B., Holten Lützhøft, H.C, Andersen, H.R. et Ingerslev, F. (2000).** Environmental risk assessment of antibiotics: comparison of mecillinam, trimethoprim and ciprofloxacin, *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 46, 53-58.
- Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P.F., Ingerslev, F., Holten Lützhøft, H.C. and Jørgensen, SE. (1998),** Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment a review. *Chemosphere*, 36, 357-393.
- Halling-Sørensen, B., Sengeløv, G. et Tjørnelund, J. (2002).** Toxicity of tetracyclines and tetracycline degradation products to environmentally relevant bacteria, including selected tetra-cycline-resistant bacteria. *Arch Environ Contam Toxicol*, 42, 263–271.
- Hamadou, B. et Negmoura, A. (2016).** Etude du réseau d'alimentation en eau potable de la cité 1<sup>er</sup> Novembre commune de Saida wilaya de Saida. Mémoire de Master : Hydraulique Urbaine. Saida : Université Dr Moulay Tahar, 85p.
- Hamed, M. et Guettache, A. et Bouamer, L. (2012).** Etude des propriétés physico-chimiques et bactériologiques de l'eau du barrage DJORF- TORBA Bechar. Mémoire

De Fin D'Etude Pour l'obtention du Diplôme d'Ingénieur d'état en Biologie : Contrôle de Qualité et d'Analyse. Bechar : Université de Bechar, 134p.

- Hamel, L, A. (2013).** Etude physico-chimique et bactériologique de l'eau de la source « Sidi Bouyashak» destinée à la consommation humaine de la population de Tlemcen. Mémoire de Master : Sciences des aliments. Tlemcen : Abou Bekr Belkaid, 81p.
- Hamscher, G., Abu-Quare, A., Sczesny, S., Hëper, H. et Nau, H. (2000).** Determination of tetracyclines and tylosin in soil and water samples from agricultural areas in lower Saxony. 5p.
- Han, H., Xiao, H. and Lu, Z. (2016).** Short-term toxicity assessments of an antibiotic metabolite in wistar rats and its metabonomics analysis by ultra-high performance liquid chromatography coupled to quadrupole time-offlight mass spectrometry. *Toxicol. Appl. Pharmacol*, 15(293), 1-9. doi:10.1016/j.taap.2016.01.004.
- Hatano, K., Frederick, D.J. and Moore, J.A. (1994).** Microbial ecology of constructed wetlands used for treating pulp mill wastewater. *Water Sci. Technol*, 29 (4), 233–239.
- Heberer, T. (2002b).** Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water, *Journal of Hydrology*, 266, 175-189.
- Helms, M., Simonsen, J., Olsen, K. et Molbak, K. (2005).** Adverse Health Events Associated with Antimicrobial Drug Resistance in *Campylobacter* Species: A Registry-Based Cohort Study, *The Journal of Infectious Diseases*, 191, 1050–5.
- Henschel, K.P., Wenzel, A., Diedrich, M. et Fliedner, A. (1997).** Environmental hazard assessment of pharmaceuticals, *Regulatory Toxicology Pharmacology*, 25, 220-225
- Hernandez De León. (2006).** Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable. Thèse de Doctorat : Systèmes Automatiques. Toulouse : Institut National des Sciences Appliquées- INSA-, 164p.
- Hiba, A., Carine, A., Haifa, A.R., Ryszard, L. et Farouk, J. (2016).** Monitoring of twenty-two sulfonamides in edible tissues: Investigation of new metabolites and their potential toxicity. *Food Chem*, 192, 212–227. doi:10.1016/j.foodchem.2015.06.093.
- Hirsch, R., Ternes, T.A., Haberer, K., and Kratz, K.L. (1999).** Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 225, 109-118.
- Hnich, H. (2017).** La résistance bactérienne : mécanismes et méthodes de détection au laboratoire. Thèse de Doctorat : Médecine. Royaume du Maroc : Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, 149p.
- Hoffmann, F., Auly, T. et Meyer, A.M. (2014).** L'eau .Edition: Confluence, 43p.
- Holm, N., Rügge, K., Bjerg, P.L. et Christensen, T.H. (1995).** Occurrence and distribution of pharmaceutical organic compounds in the groundwater downgradient of a landfill (Grinsted, Denmark). *Environmental Science and Technology*, 29(5), 1415-1420.
- Homlok, R., Takács, E. et Wojnárovits, L. (2011).** Elimination of diclofenac from water using irradiation technology. *Chemosphere*, 85, 603-608.

**Howard, P.H. (1989).** Handbook of environmental rate and exposure data for organic chemicals. Lewis Publishers. Chelsea, Michigan.

**Hu, X., Zhou, Q. and Luo, Y. (2010).** Occurrence and source analysis of typical veterinary antibiotics in manure, soil, vegetables and groundwater from organic vegetable bases, northern China. *Environ. Pollut*, 158, 2992–2998.

**Hu, J., Zhang, L.L., Chen, J.M & Liu, Y. (2013).** Degradation of paracetamol by *Pseudomonas aeruginosa* strain HJ1012, *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 48(7), 791-799, DOI: 10.1080/10934529.2013.744650.

**Huang, C.H., Renew J.E., Smeby, K.L., Pinkston, K., Sedlak, D.L. (2001).** Assessment of potential antibiotic contaminants in water and preliminary occurrence analysis. *Water Resour*, 120, 30–40.

**Hughes, S.R., Kay, P. et Brown, L.E. (2013).** Global Synthesis and Critical Evaluation of Pharmaceutical Data Sets Collected from River Systems. *Environ. Sci. Technol*, 47, 661–677.

## I

**Idder, S. (2012).** Etat de la contamination des eaux du département de la Dordogne par les résidus de médicaments. Thèse de Doctorat : Chimie Analytique et Environnement. France : Université Bordeaux 1, 262p.

**Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Pascarella, L. et Parrella, A. (2005).** Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms, *Science of the Total Environment*, 346, 87- 98.

**Ivshina, I.B., Tyumina, E.A., Kuzmina, M.V et Vikhareva, E.V. (2018).** Features of diclofenac biodegradation by *Rhodococcus ruber* IEGM 346. *Sci Rep* [En ligne], 9(9159). « <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45732-9> ». (Consulté le 15/09/2020).

## J

**Jasper, J.T., Sedlak, D.L. (2013).** Phototransformation of Wastewater-Derived Trace Organic Contaminants in Open-Water Unit Process Treatment Wetlands. *Environ. Sci. Technol*, 47, 10781–10790.

**Jayashree, S., Vyas, V., Bhatnagar, G.P. and Syed, S. (1991).** On selection of methods and media for isolation of freshwater actinomycetes. *Environ. Technol*, 12 (12), 1183–1186.

**Jenkins, D., Richard, M.G. and Daigger, G.T. (1993).** Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming, 2ed. Boca Raton : CRC Press « Lewis Publishers ».

**Jestin, E., 2006.** La production et le traitement des eaux destinées à l'alimentation et à la préparation de denrées alimentaires, 34p.

**Jiang, C.L., Xu, L.H. (1996).** Diversity of aquatic actinomycetes in lakes of the middle plateau, Yunnan, China. *Appl. Environ. Microbiol*, 62 (1), 249–253.

## K

- Kahoul, M. et Touhami, M. (2014).** Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux de consommation de la ville d'Annaba (Algérie). *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°19,129-138.
- Karthikeyan, K.G. et Meyer, M.T. (2006).** Occurrence of antibiotics in wastewater treatment facilities in Wisconsin, USA. *Sci. Total Environ*, 361, 196–207.
- Karthikeyan, K.G., Bleam, W.F. (2003).** Final project report for occurrence of antibiotics in wastewater effluents and their mobility in soils : a case study for Wisconsin. DNR Project # 169. Wisconsin department of Natural Ressources. Wisconsin Department of Agriculture, Trade, and Consumer Protection. 18 p.
- Kaur Sodhi, K., Kumar, M., et Kumar Singh, D. (2020).** Potential application in amoxicillin removal of *Alcaligenes sp.* MMA and enzymatic studies through molecular docking. Archives of Microbiology [En ligne]. (Consulté le 12/09/2020): « <https://doi.org/10.1007/s00203-020-01868-1> ».
- Kemper, N. (2008).** Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. *Ecological Indicators*, 8, 1-13.
- Kessie, (1998).** Plasmid profile and antibioresistance in caugulase-negative staphylococci isolietd from pollted water, *Journal of Applied Microbiology*, 84, 417-422.
- Kikuchi, T. et Mimura, T. (1974).** Odorous metabolites of aquatic actinomycetes. Identification of 1-phenyl-2 propanous and 2 -phenyl ethanol. Chem. Phram. Bull, 22(7), 1681-1684.
- Kitouni, M. (2007).** Isolement de bactéries Actinomycétales productrices d'antibiotiques à partir d'écosystèmes extrêmes. Identification moléculaire des souches actives et caractérisation préliminaire des substances élaborées. Thèse de Doctorat d'état : Microbiologie Appliquée. Constantine : Université des Frères Mentouri, 205p.
- Klausen, C., Jørgensen, N.O.G., Burford, M. and O'Donohue, M. (2004).** Actinomycetes may also produce taste and odour. *Water* 2004.
- Klausen, C., Nicolaisen, M.H., Strobel, B.W., Warnecke, F., Nielsen, J.L. et Joregensen, N.O.G. (2004).** Abundance of actinobacteria and production of geosmin and 2-methylisoborneol in Danish Streams and fish ponds. *FEMS Microbiol. Ecol*, 52 (2), 265–278.
- Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Thurman, E.M., Zaugg, S.D. et Barber, L.B. (2002),** Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999- 2000: a national reconnaissance, *Environmental Science & Technology*, 36, 1202-1211.
- Kouadio, D. (2009).** Contamination des Eaux de Surface par les Produits Pharmaceutiques en Zones Urbaines de Côte D'ivoire: Cas du District D'Abidjan, *Européen Journal of Scientific Research*, 27.

- Kralikova, (1984).** Transfrable resistance to gentamicine and other antibiotics in Enterobacteriaceae isolates from municipal wastewater, *Journal of Hgien Epidmiology*, 2,161-166.
- Kuehn, B.M. (2008).** Traces of drugs found in drinking water: Health effects unknown, safer disposal urged. *JAMA - Journal of the American Medical Association*, 299, 2011-2013.
- Kümmerer, K. (2001).** Pharmaceuticals in the aquatic Environment.Sources, Fate, Effects and Risks. Berlin, Springer-Verlag.
- Kümmerer, K. (2009).** Antibiotics in the environment - A review - Part I, *Chemosphere*, 75, 417-434.
- Kümpel, T., Alexy, R. et Kümmerer, K. (2001).** What do we know about antibiotics in the environment? Dans: Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risks, Kümmerer K. (Éditeur), Springer, Heidelberg. Allemagne, 522 p.

## L

- L'Abée-Lund, T.M. et Sorum, H. (2001).** Class 1 integrons mediate antibiotic resistance in the fish pathogen *Aeromonas salmonicida* worldwide, *Microbiol Drug Resist*, 7, 263-272.
- Lam, M.W., Mabury, S.A., 2005.** Photodegradation of the pharmaceuticals atorvastatin, carbamazepine, levofloxacin, and sulfamethoxazole in natural waters. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries*, 67(2), 177-188.
- Lanciotti, E., Santini, C., Lupi, E. and Burrini, D. (2003).** Actinomycetes, cyanobacteria and algae causing tastes and odours in water of the River Arno used for the water supply of Florence. *J. Water Supply: Res. Technol. AQUA*, 52 (7), 489–499.
- Lange, C.L. et Wittmeyer, S.A. (1997).** Production of drinking water tastes and odors in zebra mussel colonies. *Dreissena!*, 7 (4), 11–12.
- Larpent, J.P. (2000).** Introduction à la nouvelle classification bactérienne et les principaux groupes bactériens. Lavoisier. France. 4, 183-212.
- Larsson, J., Pedro, C. et Paxeus, N. (2007).** Effluent from drug manufactures contains extremely high levels of pharmaceuticals. *J Hazard Mater*, 148, 751–755.
- Le Freche, A. (2013).** Procédé photocatalytique de décontamination des effluents liquides contaminés par des résidus de médicaments : le cas du mélange tylosine - sulfaméthoxazole et de l'amoxicilline. Thèse de Doctorat : Pharmacie. France : Université de Poitiers, 78p.
- Lechevalier, H.A. (1974).** Distribution et rôle des actinomycètes dans les eaux. *Bull. Institut Pasteur. Paris*. 159-175.
- Lemmer, H. (1986).** The ecology of scum causing actinomycetes in sewage-treatment plants. *Water Res*, 20 (4), 531–535.
- Levi, Y., 2006,** Inquiétudes sur la présence d'antibiotiques et de bactéries antibiorésistantes dans les eaux, *Environnement Risques & Santé*. 5, 261-265.

- Lewandowski, J., Putschew, A., Schwesig, D., Neumann, C. and Radke, M. (2011).** Fate of organic micropollutants in the hyporheic zone of a eutrophic lowland stream: Results of a preliminary field study. *Sci. Total Environ*, 409, 1824–1835.
- Li, W.C., 2014.** Occurrence, sources, and fate of pharmaceuticals in aquatic environment and soil. *Environ. Pollut*, 187, 193–201.
- Limousy, L., Ghouma, I., Ouederni, A. et Jeguirim, M. (2016).** Amoxicillin removal from aqueous solution using activated carbon prepared by chemical activation of olive stone. *Environ Sci Pollut Res*, doi, 10.1007/s11356-016-7404-8.
- Lin, A.Y.C., Reinhard, M. (2005).** Photodegradation of common environmental pharmaceutical and estrogens in river water. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 1303–1309.
- Lindberg, R., Wennberg, P., Johansson, M. and Tyslind, M. (2004).** Screening of antibiotic substances in sewage water and sludge in Sweden.
- Lindsey, M.E., Meyer, M. et Thurman, E.M. (2001).** Analysis of trace levels of sulfonamide and tetracycline antimicrobials in groundwater and surface water using solid-phase-extraction and liquid chromatography/mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 73, 4640-4646.
- Loffler, D. et Ternes, TA. (2003).** Analytical method for the determination of the aminoglycoside gentamicin in hospital wastewater via liquid chromatography electropray-tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1000(1-2). 583-588.
- Loiseau, G. et Juery, C. (2002).** La dégradation de la qualité de l'eau potable dans les réseaux. Document technique FNDAE hors-série n° 12. FONDS National pour le développement des adductions d'eau. Office International de l'Eau SNIDE, 98p.
- Luis Campos, J., Garrido, J., Méndez, R. and Lema, J. (2001).** Effect of two broad-spectrum antibiotics on activity and stability of continuous nitrifying system, *Appl. Biochem. Biotechnol*, 95 1– 10. doi: 10.1385/ABAB:95:1:01.
- Lunestad, B.T., Samuelson, O.B., Fjelde, S. et Ervik, A. (1995).** Photostability of eight antibacterial agents in seawater. *Aquaculture*, 134, 217–225.

## **M**

- Magureanu, M., Piroi, D., Mandache, N.B., David, V., Medvedovici, A., Bradu, C. and Parvulescu, V.I. (2011).** Degradation of antibiotics in water by non-thermal plasma treatment. *Water research [en ligne]*, 45, 3407-3416. (Consulté le 08/09/2020) « <https://doi:10.1016/j.watres.2011.03.057> ».
- Maiga, A.S. (2005).** Qualité organoleptique de l'eau de consommation produite et distribuée par l'EDM.SA dans la ville de Bamako : Évaluation saisonnière. Thèse diplôme d'état (Docteur en Pharmacie). Mali : Université de Bamako, 77p.
- Makkar, N.S. et Cross, T. (1982).** Actinoplanetes in soil and on plant litter from freshwater habitats. *Journal of Applied Bacteriology*, 52, 209–218.

- Managaki, S., Murata, A., Takada, H., Tuyen, B.C., et Chiem, N.H. (2007).** Distribution of macrolides, sulfonamides and trimethoprim in tropical waters: ubiquitous occurrence of veterinary antibiotics in the Mekong delta. *Environ. Sci. Technol*, 41, 8004-8010.
- Manceur, Y. et Djaballah, S. (2016).** Analyse microbiologique de l'eau distribuée dans la ville de Tébessa. Mémoire de Master : Microbiologique appliquée à la santé et l'environnement. Tébessa : Université Larbi Tébessi, 75p.
- Mansour, D. (2015).** Minéralisation des antibiotiques par procédé électro-Fenton et par procédé combiné: Électro-Fenton – Traitement biologique. Application à la dépollution des effluents industriels. Thèse pour Docteur de l'université de Rennes 1 et de l'institut national des sciences appliquées et de technologie : Chimie. Tunis : Université de Carthage, INSAT, 142p.
- Marco-Urrea, E., Pérez-Trujillo, M., Cruz-Moratúa, C., Caminal, G. and Vicent, T. (2009).** Degradation of the drug sodium diclofenac by *Trametes versicolor* pellets and identification of some intermediates by NMR. *Elsevier B.V*, 176, 836–842, doi:10.1016/j.jhazmat.2009.11.112.
- Martin, T. E., Scott, J., & Menge, C. (2000).** Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 267(1459), 2287-2293.
- Martinez, J.L. (2009).** Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. *Environ. Pollut*, 157, 2893–2902.
- Masseya, L.B., Haggard, B.H., Galloway, J.M., Loftin, K.A., Meyer, M.T., and Green, W.R. (2010).** Antibiotic fate and transport in three effluent-dominated Ozark streams. *Ecol. Eng*, 36(7), 930–938.
- Maurin, M., 2018.** Antibiotiques, antibiorésistance et environnement. Encyclopédie de l'environnement. Université Grenoble Alpes, 9p.
- Mc Dermott, P.F., Zhao, S., Wagner, D.D., Simjee, S., Walker, R.D. and White, D.G. (2002).** The food safety perspective of antibiotic resistance, *Anim Biotechnol*, 13, 71-84.
- Merceron, A. (2016).** Les résidus médicamenteux dans l'environnement : origine, réglementation et risques. Thèse de doctorat : Pharmacie. France : Université de Nantes. 87p.
- Metcalf, C., Mia, X.S., Hua, W., Letcher, R. and Servos, M. (2004).** Pharmaceuticals in the Canadian environment. 67-90. In : Kümmerer K. 2004. Pharmaceuticals in the environment. Sources, rate. Effects and risks. Springer. 2ed. Berlin. Germany. 527 p.
- Mezghich, S. (2017).** Comportement photochimique dans l'eau d'une famille d'antibiotiques : devenir et élimination. Thèse de Doctorat : Chimie Physique. France : Université Clermont Auvergne, 197p.
- Michael, I., Rizzo, L., McArdell, C.S., Manaia, C.M., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C. and Fatta-Kassinos, D. (2013).** Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review. *Water Res*, 47(3), 957–995.
- Milewski, I. (2002).** Impacts of Salmon Aquaculture on the Coastal Environment: A Review.



**Ministère de la santé et des solidarités.** Arrêté du 11/01/07 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique (Version consolidée au 23 août 2020).

**Mohamdi, A. (2012).** Dimensionnement du réseau d'alimentation en eau potable du P.O.S.B willaya d'Oum-El-Bouaghi [en ligne]. Mémoire de Master : Assainissement hydraulique. Oum-El-Bouaghi : Université Oum-El-Bouaghi, 163p. Disponible sur : « <http://bib.univ-ueb.dz:8080/jspui/bitstream/123456789/2046/1/PDF.pdf> » (consulté le 20/06/2020).

**Mojica, E.R.E., Aga, D.S. (2011).** Antibiotics Pollution in Soil and Water: Potential Ecological and Human Health Issues, 97-110.

**Mokh, S. (2013).** Optimisation de techniques analytiques pour caractériser les antibiotiques dans les systèmes aquatiques. Thèse de Doctorat : Chimie Analytique et Environnement. France : Université Bordeaux I, 150p.

**Montague P. (1998).** Drug in the water. Rachel's. Environment & Health Weekly # 614. Environmental Research Foundation, USA. Available. in :<http://www.monitor.net/rachel/r614.html>.

**Morris, R.L., Dougherty, J.D. et Ronald, G.W. (1963).** Chemical aspects of actinomycetes metabolites as contributors of taste and odor. *J. Wks. Ass*, 22, 1380-1390.

**Mostefaoui, O. et Toutaoui, M.R. (2018).** Contribution à l'évaluation de la qualité des eaux du forage de Ras El Ain (Boumerzoug). Mémoire de Master : Ecologie Fondamentale et Appliquée. Constantine : Université des Frères Mentouri, 63p.

**Murgolo, S., Moreira, I.S., Piccirillo, C., Castro P.M.L., Ventrella, G., Coccozza, C and Mascolo, G. (2018).** Photocatalytic Degradation of Diclofenac by Hydroxyapatite–TiO<sub>2</sub> Composite Material: Identification of Transformation Products and Assessment of Toxicity. *Materials*, 11 (1779). doi:10.3390/ma11091779.

**Musson, S.E., Townsend, T.G. (2009).** Pharmaceutical compound content of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2-3), 730-735.

## N

**Nakada, N., Komori, K., Suzuki, Y., Konishi, C., Houwa, I. et Tanaka, H. (2007).** Occurrence of 70 pharmaceutical and personal care products in Tone Riverbasin in Japan, *Water Sci. Technol*, 56(12), 133-140.

**Negreanu, Y., Pasternak, Z., Jurkevitch, E. and Cytryn, E. (2012).** Impact of treated wastewater irrigation on antibiotic resistance in agricultural soils. *Env. Sci Technol*, 46, 4800–4808.

**Niemi, R.M., Knuth, S. et Lundström, K. (1982).** Actinomycetes and fungi in surface waters and potable water. *Appl. Environ. Microbiol*, 43 (2), 378–388.

**Niu, J., Zhang, L., Li, Y., Zhao, J., Lv, S. et Xiao, K. (2013).** Effects of environmental factors on sulfamethoxazole photodegradation under simulated sunlight irradiation:

Kinetics and mechanism. *J. Environ. Sci*, 25, 1098–1106. doi:10.1016/S1001-0742(12)60167-3.

**Norme ISO 11734:1995**, Qualité de l'eau — Évaluation de la biodégradabilité anaérobie ultime des composés organiques dans les boues de digesteurs — Méthode par mesurage de la production de biogaz.

**Nwosu, V.C. (2001)**. Antibiotic resistance with particular reference to soil microorganisms. *Res Microbiol*, 152(2), 421–430.

## O

**Office International de l'eau, (2013). Petit, K., Teysseire, R (auteurs)**. Synthèse des connaissances sur la présence de substances médicamenteuses dans les milieux aquatiques, En France et dans quelques pays. 144p.

**OFSP, 2010**. Procédés reconnus destinés au traitement de l'eau potable. 107p.

**Ombala, R. (2013)**. Etude de l'accessibilité à l'eau potable dans les villages pilotes ou projet irrigation de complément et information climatique dans la commune de Kongoussi. Mémoire de Master : Infrastructures et réseaux hydrauliques. Ouagadougou : Institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement **2iE**, 60p.

**OMS.2003**. (WHO: WORLD HEALTH ORGANISATION). Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva. World Health Organisation, 631p.

**OMT Tortona**. Camion-citerne, avec capacité 10.000 litres, un compartiment, à section circulaire, réalisée en acier au carbone, pour le transport d'eau potable. (Guinée). [Photo] In : OMT. Disponible sur : « <https://www.omt-tortona.com/fr/produits/eau.html> » (consulté le 30/06/2020).

**Orelien, F. (2017)**. Étude de la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine dans le sous-bassin versant de Ravine Diable (Anse-à-Veau). Mémoire de Master : Sciences et Gestion de l'Environnement Dans les Pays en Développement. Belgique : Université de Liège, 84p.

**Orias, F., Perrodin, Y. (2013)**. Characterisation of the ecotoxicity of hospital effluents: A review. *Sci. Total Environ*, 454-455, 250–276. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.02.064.

**Ouhalima, C. (2017)**. Etude de la biodégradation de diclofinac sodique par une mixture de microalgue. Mémoire de Master Professionnel : Pharmacie Industrielle. Blida : Université de Blida 1, 56p.

## P

**Parveen, S. (1997)**. Association of multiple antibiotic resistance profiles with point and non-point sources of *E. coli* in Apachicola bay, *Applietd and Environmental Microbiology*, 63(7), 2607-2612.

**Peng, X., Ou, W., Wang, C., Wang, Z., Huang, Q., Jin, J. and Tan, J. (2014)**. Occurrence and ecological potential of pharmaceuticals and personal care products in groundwater

and reservoirs in the vicinity of municipal landfills in China. *Sci. Total Environ*, 490, 889–898.

**Peralta, D.A. (2016).** Etude du devenir et de l'impact des antibiotiques à l'échelle d'un bassin versant : application au bassin versant du Katari (Bolivie). Thèse de Doctorat : Sciences de l'environnement. France : Université Grenoble Alpes, 258p.

**Perry, J., 1984.** Microbiologie: cours et question de révision. Paris : Edition Dunod. Paris.

**Petrie, B., Barden, R. and Kasprzyk-Hordern, B. (2014).** A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Res [en ligne]*, 72, 3–27. « <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414006307?via%3Dihub> » (Consulté le 21/08/202).

**Petrovic, M. (2007).** Analysis, Fate and Removal of Pharmaceuticals in the Water Cycle, 1-564.

**Phillips, P.J., Smith, S.G., Kolpin, D.W., Zaugg, S.D., Buxton, H.T., Furlong, E.T and Esposito, K. (2010).** Pharmaceutical Formulation Facilities as Sources of Opioids and Other Pharmaceuticals to Wastewater Treatment Plant Effluents, *Environmental Science & Technology*, 44, 4910-4916.

**Pluton Energie SARL.** Installation de système de récupération d'eau de pluie citerne hors sol. [Photo] In : Pluton Energie SARL. Disponible sur : « <http://www.pluton-energie.com/nos-realisations> » (consulté le 26/06/2020).

**Pomati, F., Castiglioni, S., Zuccato, E., Fanelli, R., Vigetti, D., Rossetti, C., Calamari, D. (2006).** Effects of a complex mixture of therapeutic drugs at environmental levels on human embryonic cells. *Environ Sci Technol*, 1;40(7), 2442-7. doi: 10.1021/es051715a.

**Pomati, F., Orlandi, C., Clerici, M., Luciani, F. et Zuccato, E. (2008).** Effects and Interactions in an Environmentally Relevant Mixture of Pharmaceuticals, *Toxicological Sciences*, 102,129-137.

**Proulx, F., Rodriguez, M. et Sérodes, J. B. (2010).** Les goûts et les odeurs dans l'eau potable : revue des composés responsables et des techniques de mesure. *Revue des sciences de l'eau*, 23(3), 303-323.

**Puckowski, A., Mioduszevska, K., Łukaszewicz, P., Borecka, M., Caban, M., Maszkowska, J. and Stepnowski, P. (2016).** Bioaccumulation and analytics of pharmaceutical residues in the environment: A review. *J. Pharm. Biomed. Anal.* doi:10.1016/j.jpba.2016.02.049.

## Q

**Québec. 2019.** Détermination de la couleur vraie dans l'eau : méthode par spectrophotométrie UV-visible avec le Platino-Cobalt. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. MA. 103 – Col. 2.0, 10p.

## R

- Rabiet, M., Togola, A., Brissaud, F., Seidel, J.L., Budzinski, H., et Elbaz-Poulichet, F. (2006).** Consequences of treated water recycling as regards pharmaceuticals and drugs in surface and ground waters of a medium-sized mediterranean catchment, *Environmental Science and Technology*, 40, 5282-5288.
- Raschke, R.L., Carroll, B. et Tebo, L.B. (1975).** The relationship between substrate content, water quality, actinomycetes and musty odours in the Broad River basin. *J. Appl. Ecol*, 12 (2), 535–560.
- Reed, B., Shaw, R. & Chatterton, K. (2013).** Fiches techniques eau, hygiène, et assainissement en situation d'urgence. Distribution d'eau potable par camion-citerne. Engineering and Development Centre (WEDC), Loughborough, UK. 4p.
- Remucal, C.K. (2014).** The role of indirect photochemical degradation in the environmental fate of pesticides : a review. *Environ. Sci. Process. Impacts*, 16, 628–653.
- Rhodes, G., Huys, G., Swings, J., McGann, .P, Hiney, M., Smith, P. and Pickup, R.W. (2000).** Distribution of oxytetracycline resistance plasmids between aeromonads in hospital and aquaculture environments: implication of Tn1721 in dissemination of the tetracycline resistance determinant tet A, *Appl Environ Microbiol*, 66, 3883-3890.
- Roach, A.W. et Silvey, J.K.G. (1958).** The morphology and life cycle of freshwater actinomycetes. *Trans. Am. Microscop. Soc*, 77, 36-47.
- Rodier, J., 2005.** L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, Eaux résiduares, Eau de mer. 8<sup>ème</sup>. Paris : Dunod. 1380p.
- Rodier, J., Legube, B. et Merlet, N. (2009).** L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, Eaux résiduares, Eau de mer. 9<sup>ème</sup>. Paris: Dunod.1579 p.
- Rogers, H.R. (1999).** Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludge. *The Science of the Total Environment*, 185, 3-26.
- Romano, A.H. et Safferman, R.S. (1963).** Studies on Actinomycetes and, their odors. *J. Am. Wat. Wks. Ass*, 55, 169-17
- Rosen, A. A., Mashni, C. I. et Safferman, R.S. (1970).** Recent developments in the chemistry of adour in water: the cause of earthy musty adour. *Wat. Treat. Exam*, 19(2), 106-119.
- Rowbotham, T.J. et Cross, T. (1977).** Ecology of *Rhodococcus coprophilus* and associated actinomycetes in fresh water and agricultural habitats. *J. General Microbiol*, 100, 231–240.
- Ryan, C.C., Tan, D.T. et Arnold, W.A. (2011).** Direct and indirect photolysis of sulfamethoxazole and trimethoprim in wastewater treatment plant effluent. *Water Res*, 45, 1280–1286. doi:10.1016/j.watres.2010.10.005.

## S

- Saadi, B. et Mechache, R. (2018).** Suivi de la qualité bactériologique des eaux de consommation avant et après distribution du barrage Taksebt T.O. Mémoire de Master : Sciences Agronomiques. Tizi-Ouzou : Université Mouloud Mammeri, 76p.

- Sacher, F., Lange, F.T., Brauch, H.J. and Blankenhorn, I. (2001).** Pharmaceuticals in groundwaters. Analytical methods and results of monitoring program in Baden-Württemberg, Germany. *Journal of Chromatography A*, 938, 199-210.
- Sacher, F., Stoks, P. (2003).** Pharmaceutical residues in waters in the Netherlands ; results of a monitoring programme for RIWA. RIWA, Association of River Waterworks.
- Sahara Developpement.** Réservoir semi enterré de 1000 m<sup>3</sup> à Smara. [Photo] In : SAHARA DEVELOPPEMENT. Disponible sur : « <http://www.sahara-developpement.com/Sahara-Occidental/Eau-74.aspx> » (consulté le 20/06/2020).
- Saleh, A.A. (2016).** Analyse du fonctionnement du réseau d'alimentation en eau potable de la commune d'El Hadjar. Mémoire de Master : Science et Technologie. Annaba : Université Badji Mokhtar, 124p.
- Salyers, A.A., Gupta, A. and Wang, Y. (2004).** Human intestinal bacteria as reservoirs for antibiotic resistance genes, *Trends Microbiol*, 12, 412-316.
- Sanglier, J., Huck, T.A. and Fehr, T. (1993).** Novel bioactive compounds from actinomycetes : a short review (1988-1992). *Res.Microbiol*, 144,633-642.
- Sari, H. (2014).** Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau de la source « Attar » (Tlemcen). Mémoire de de Master: Science des Aliments. Tlemcen : Université Abou –Bekr Belkaid, 92p.
- Sarmah, A.K., Meyer, M.T. et Boxall, A.B. (2006).** A global perspective on the use sales exposure pathways occurrence fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment, *Chemosphere*, 65, 725-759.
- Schauss, K., Focks, A., Heuer, H., Kotzerke, A., Schmitt, H., Thiele-Bruhn, S., Smalla, K., Wilke, B.M., Matthies, M. and Amelung, W. (2009).** Analysis, fate and effects of the antibiotic sulfadiazine in soil ecosystems. *TrAC Trends Anal. Chem*, 28, 612–618.
- Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J. et Puttmann, W. (2007).** Pharmaceutical agents in the environment, their entries occurrence and an inventory of them. Human pharmakawirk stoffe in der Umwelt: Eintrage Vorkommen undder Versucheiner Bestandsaufnahme, 19, 168-179.
- Schwab, B.W., Hayes, E.P., Fiori, J.M., Mastrocco, F.J., Roden, N.M., Cragin, D., Meyerhoff, R.D., D'Aco, V.J. and Anderson, P.D. (2005).** Human pharmaceuticals in US surface waters: A human health risk assessment. *Regul. Toxicol. Pharm*, 42, 296-312.
- SDE. (2005).** En savoir plus sur la qualité de l'eau, brochure d'information.- Dakar.- SDE.-1 dépliant.
- Segura, P.A., Takada, H., Correa, J.A., El Saadi, K., Koike, T., Onwona-Agyeman, S., Ofosu-Anim, J., Sabi, E.B., Wasonga, O.V., Mghalu, J.M., Dos Santos, A.M., Newman, B., Weerts, S. et Yargeau, V. (2015).** Global occurrence of anti-infectives in contaminated surface waters: Impact of income inequality between countries. *Environ. Int*, 80, 89–97. doi:10.1016/j.envint.2015.04.001

- Sengelov, G., Agersø, Y., Halling-Sørensen, B., Baloda, S.B., Andersen, J.S. and Jensen, L.B. (2003).** Bacterial antibiotic resistance levels in Danish farmland as a result of treatment with pig manure slurry. *Environ. Int*, 28, 587–595.
- Silvey, J. K.G. (1964).** The role of aquatic actinomycetes in self-purification of fresh water streams. In : *Advances in water pollution researchn*, (B.A. Southgate Ed.), 1, 227-243. London : Pergamon Press.
- Silvey, J. K.G., Russel, J.C., Redden D.R. and McCormick, W.C. (1950).** Actinomycetes and Common tastes and odars. *J. Am. Wat. Wks Ass*, 42, 1018-1026.
- Slamani, S. (2018).** Elimination de rejet pharmaceutique par procédés d’oxydation avancée POA. Thèse de Doctorat : génie de procédé. Mostaganem : Université Abdelhamid Ibn Badis, 147p.
- Sorum, H. (2000).** Farming of atlantic salmon- an experience from Norway, *Acta Vet Scand*, 93, 129- 134.
- Sorum, H. (2006).** Antimicrobial drug resistance in fish pathogens. In *Antimicrobial resistance in Bacteria of animal origin*, Aarestrup FM ed, Washington DC, USA, American Society for Microbiology Press. 213-238.
- Sorum, H. et L’Abée-Lund, T.M. (2002).** Antibiotic resistance in food-related bacteria – a result of interfering with the global web of bacterial genetics, *Int J Food Microbiol*, 78, 43-56.
- Soudani, S. (2016).** Evaluation et caractérisation de l’eau potable dans différents quartiers de la ville de Biskra. Mémoire de Master : Génie D’environnement. Biskra : Université Mohamed Khider, 128p.
- Soumare, I, G. (1997).** Contribution à l'étude de la qualité hygiénique des eaux de boisson vendues sur la voie publique à Dakar. Ecole inter-états des sciences et médecine vétérinaire de Dakar, 119p.
- Stamm, C. (2005).** Produits agrochimiques : Quels dangers pour le milieu aquatique ? *EAWAG news* 59, 3-5.
- Stoob, K. et Schmitt, H. (2005).** Les antibiotiques dans l’agriculture : Quelles conséquences pour l’environnement ? *EAWAG news* 59: 12-15.
- Stumpf, M., Ternes, T.A., Wilken, R.D., Rodrigues, S.V and Baumann, W. (1999).** Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro- Brazil, *the Science of the Total environment*, 225, 135-141.
- Sugiura, N. et Nakano, K. (2000).** Causative microorganisms for musty odor occurrence in the eutrophic Lake Kasumigaura. *Hydrobiologia*, 434 (1–3), 145–150.
- Sugiura, N., Inamori, Y., Hosaka, Y., Sudo, R. et Takahashi, G. (1994).** Algae enhancing musty odor production by actinomycetes in Lake Kasumigaura. *Hydrobiologia*, 288 (1), 57–64.

**Sui, Q., Cao, X., Lu, S., Zhao, W., Qiu, Z. and Yu, G. (2015).** Occurrence, sources and fate of pharmaceuticals and personal care products in the groundwater: A review. *Emerg. Contam.* 1, 14–24.

**Système D.** Récupérer l'eau de pluie : installer une cuve enterrée. [Photo] **In :** Système D. disponible sur : « <https://www.systemed.fr/eau-jardin/recuperer-l-eau-pluie-installer-cuve-enterree,2499.html> » (consulté le 26/06/2020).

## T

**Takizawa, M., Colwell, R.R. and Hill, R.T. (1993).** Isolation and diversity of actinomycetes in the Chesapeake Bay. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59 (4), 997–1002.

**Terkina, I.A., Drukker, V.V., Parfenova, V.V. et Kostornova, T.Ya. (2002).** The biodiversity of actinomycetes in Lake Baikal. *Microbiology*, 71 (3), 346–349.

**Ternak, G. (2005).** Antibiotics may act as growth/obesity promoters in humans as an inadvertent result of antibiotic pollution?, *Medical Hypotheses*, 64, 14-16.

**Ternes, T.A. (1998).** Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.*, 32, 3245- 3260.

**Thebault, L. (1992).** La pollution de l'eau par les médicaments. Mémoire de fin d'études. Rennes : Ecole Nationale de la Santé publique, 53 p.

**Thomas, K.V., Dye, C., Schlabach, M. et Langford, K.H. (2007).** Source to sink tracking of selected human pharmaceuticals from two Oslo city hospitals and a wastewater treatment works, *Journal of Environmental Monitoring*, 9, 1410-1418.

**Togola, A., Budzinski, H. (2008).** Multi-residue analysis of pharmaceutical compounds in aqueous samples, *Journal of Chromatography A.* 1177, 150-158.

**Tong, L., Eichhorn, P., Pérez, S., Wang, Y. and Barceló, D. (2011).** Photodegradation of azithromycin in various aqueous systems under simulated and natural solar radiation: Kinetics and identification of photoproducts. *Chemosphere*, 83, 340–348. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.12.025.

**Tracol, R. (2003).** DRASS basse Normandie, Guide Technique. France. 123p.

**Traore, E.D. (1996).** Étude de l'écologie microbienne de l'eau et de la glace dans les industries des produits de la pêche de Dakar. Ecole inter-états des sciences et médecine vétérinaire de Dakar, 71p.

**Trovó, A.G., Nogueira, R.F.P., Agüera, A., Fernandez-Alba, A.R., Sirtori, C. and Malato, S. (2009).** Degradation of sulfamethoxazole in water by solar photo-Fenton. Chemical and toxicological evaluation. *Water Res.*, 43, 3922–3931. doi:10.1016/j.watres.2009.04.006.

## V

**Valdés, M.E., Huerta, B., Wunderlin, D.A., Bistoni, M.A., Barceló, D. and Rodriguez-Mozaz, S. (2016).** Bioaccumulation and bioconcentration of carbamazepine and other pharmaceuticals in fish under field and controlled laboratory experiments. Evidences of



carbamazepine metabolization by fish. *Sci. Total Environ*, 557-558, 58–67. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.03.045.

**Van Hoek, A.H., Mevius, D., Guerra, B., Mullany, P., Roberts, A.P. and Aarts, H.J. (2011).** Acquired antibiotic resistance genes: an overview. *Front. Microbiol*, 2, 203.

**Velagaleti, R. (1997).** Behavior of Pharmaceutical Drugs (Human and Animal Health) in the Environment. *DIJ / Drug Information Association*, 31, 715–722.

## W

**Waksman, S.A. (1959).** The actinomycetes. Vol I, the Williams & Wilkins Company, Baltimore. 327p.

**Watkinson, A., Murby, E., Kolpin, D. et Costanzo, S. (2009).** The occurrence of antibiotics in an urban watershed: From wastewater to drinking water, *Science of The Total Environment*, 407, 2711-2723

**Watts, C.D., Craythorne, M., Fielding, M. and Steel, C.P. (1983).** Identification of non-volatile organics in water using field desorption mass spectrometry and high performance liquid chromatography. In: Angelletti, G. *et al.*, editors. *Analysis of Organic Micropollutants in Water*. Dordrecht: Reidel, 120-131.

**Webb, S., Ternes, T., Gibert, M. and Olejniczak, K. (2003).** Indirect human exposure to pharmaceuticals via drinking water, *Toxicol Lett*, 142, 157-167.

**Wikipédia.** Château d'eau. (2004). [image] In : Wikipédia. Disponible sur : « [https://fr.wikipedia.org/wiki/Ch%C3%A2teau\\_d%27eau](https://fr.wikipedia.org/wiki/Ch%C3%A2teau_d%27eau) » (consulté le 24/06/2020).

**Willoughby, L.G. (1969).** A study of the aquatic actinomycetes of Blelham Tarn. *Hydrobiologia*, 34. 465–483.

**Willoughby, L.G., Smith, S.M. and Bradshaw, R.M. (1972).** Actinomycete virus in fresh water. *Freshwater Biol.* 2, 19-26.

**Witters, H.E., Ruymen, V., Heijerick, D. and Hoebeke, L. (2004).** “Hospital waste water: source of distribution of pharmaceuticals with toxic potency to the environment?”, Abstracts of SETAC Europe 14th Annual Meeting, Prague, 88.

**Wohl, D.L., McArthur, J.V., 1998.** Actinomycete-flora associated with submersed freshwater macrophytes. *FEMS Microbial Ecol*, 26 (2), 135–140.

**Wohl, D.L., McArthur, J.V., 2001.** Aquatic actinomycete– fungal interactions and their effects on organic matter decomposition: a microcosm study. *Microbial Ecol*, 42 (3), 446–457.

**Wu, Y., Chen, D. and Kookana, R. (2011).** Aqueous photodegradation of selected antibiotics under different conditions. *Energy Procedia*, 11, 2098–2103.

**Wu, Y.C., Fu, H.Y., Wen, H., Chen, F.D., Dai, Z.N and Yang, A.L. (2019).** Degradation of Diclofenac Sodium in Microbial fuel cells. International Conference on Environment and Ocean Engineering. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 369; 012011 IOP Publishing doi:10.1088/1755-1315/369/1/012011.



## X

**Xu, W., Zhang, G., Li, X., Zou, S., Li, P., Hu, Z. et Li, J. (2007).** Occurrence and elimination of antibiotics at four sewage treatment plants in the Pearl River Delta (PRD), South China. *Water Res*, 41, 4526 - 4534.

## Y

**Yang, C.W., Liu, C. et Chang, B.V. (2020).** Biodegradation of Amoxicillin, Tetracyclines and Sulfonamides in Wastewater Sludge. *Water*, 12, 2147, 18. Doi : 10.3390/w12082147.

**Yargeau, V., Huot, J., Rodayan, A., Rouleau, L., Roy, R. et Leask, R. (2008).** Impact of degradation products of sulfamethoxazole on mammalian cultured cells, *Environmental Toxicology*, 23, 492- 498.

**Yasojima, M., Nakada, N., Komori, K., Suzuki, Y. et Tanaka, H. (2006).** Occurrence of levofloxacin, clarithromycin and azithromycin in wastewater treatment plant in Japan. *Water Sci. Technol*, 53(11), 227-233.

**Young, H.K. (1993).** Antimicrobial resistance spread in aquatic environments. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 31, 627-635.

## Z

**Zabczynski, S. (2008).** *Knappe: Report of new strategies for minimise PPs discharge.* Bruxelles, Commission Européenne, 52 p.

**Zacheus, O.M., Lehtola, M.J., Korhonen, L.K. et Martikainen, P.J. (2001).** Soft deposits, the key site for microbial growth in drinking water distribution networks. *Water Res*, 35 (7), 1757–1765.

**Zaitlin, B., Watson, S., Ridal, J., Satchwill, T., Parkinson, D. (2003).** Actinomycetes in Lake Ontario: habitats and geosmin and MIB production. *J. Am. Water Works Assoc*, 95 (2), 113–118.

**Zaitlin, B., Watson, S.B. (2006).** Actinomycetes in relation to taste and odour in drinking water: Myths, tenets and truths. *Water Research*, 40(9): 1741–1753.

**Zavala, M. Á.L. et Estrada, E.E. (2016).** Degradation of Acetaminophen and Its Transformation Products in Aqueous Solutions by Using an Electrochemical Oxidation Cell with Stainless Steel Electrodes. *Academic Editor: Jiangyong Hu*, 8(383), 12; doi:10.3390/w8090383.

**Zheng, W., Zhang, L., Zhang, K., Wang, X., Xue, F. (2012).** Determination of Tetracyclines and Their Epimers in Agricultural Soil Fertilized with Swine Manure by Ultra-High-Performance Liquid Chromatography Tandem Mass Spectrometry. *J. Integr. Agric*, 11, 1189–1198.

**Zenati, F. Z. et Boukabour, F. Z. (2019).** Contrôle qualité de l'eau purifiée produite par SAIDAL Constantine. Mémoire de Master Professionnel : Bioindustrie, Analyse et Contrôle. Constantine : Université des Frères Mentouri, 90p.

- Zhang, C.L., Guo, X.-L., Li, B.-Y. and Wang, Y. (2012).** Biodegradation of ciprofloxacin in soil. *J. Mol. Liq.*, 173, 184–186. doi:10.1016/j.molliq.2012.06.016.
- Zhang, H.C., Huang, C.H. (2005).** Oxidative transformation of fluoroquinolone antibacterial agents and structurally related amines by manganese oxide, *Environmental Science Technology*, 39, 4474- 4483.
- Zuccato, E., Calamari, D., Natangelo, M. and Fanelli, R. (2000).** Presence of therapeutic drugs in the environment. *The Lancet*, 355, 1789-1790.
- Zuccato, E., Castiglioni, S., Fanelli, R., Bagnati, R. et Calamari, D. (2004).** Pharmaceuticals in the environment: changes in the presence and concentrations of pharmaceuticals for human use in Italy. 45-53. In: Kümmerer K. 2004. *Pharmaceuticals in the environment. Sources. (At. effects and risks. Springer. 2ed. Berlin. Germany. 527 p.*
- Żur, J., Wojcieszynska, D., Hupert-Kocurek, K., Marchlewicz, A and Guzik, U. (2018).** Paracetamol – toxicity and microbial utilization. *Pseudomonas moorei* KB4 as a case study for exploring degradation pathway. *Chemosphere*, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.04.179.
- Zurfluh K., Hächler, H., Nüesch-Inderbinen, M., et Stephan, R. (2013).** Characteristics of extended-spectrum  $\beta$ -lactamase- and carbapenemase producing Enterobacteriaceae isolates from rivers and lakes in Switzerland. *Applied and Environmental Microbiology* [en ligne]. 79(9), 3021–3026. (Consulté le 08/08/2020) « <http://doi:10.1128/AEM.00054-13> ».
- Zwiener, C. (2007).** Occurrence and analysis of pharmaceuticals and their transformation products in drinking water treatment, *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387, 1159-1162.

## *Site web*

- **Ania.2019.** (Nouvelle identité pour la maison des eaux minérales naturelles) : Qualité de l'eau minérale naturelle [En ligne] (Consulté le 07/05/2020).

« <https://eaumineralnaturelle.fr/qualite/qualite-de-leau-minerale> ».

- **Code de la Santé Publique (CSP) - Article R1321-84 | Legifrance – Légifrance.** (Consulté le 07/05/2020).

« <https://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?idArticle=LEGIARTI000006909629&cidTexte=LEGITEXT000006072665&dateTexte=20070112> ».

- **Cpepsc. 2004.** (consulté le 23/07/2020).

« <https://www.cpepsc.org/Les-principaux-parametres.html> ».

- **Inserm, 2018.** Résistance aux antibiotiques. (Consulté le 10/08/2020).

« <https://www.inserm.fr/information-en-sante/dossiers-information/resistance-antibiotiques> ».

- **L'arrêté ministériel du 11 janvier 2007.** Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique. (Consulté le 26/07/2020).

« <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000465574> ».

- **L.1321-2 du CSP.** (Consulté le 20/05/2020).

« <https://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?idArticle=LEGIARTI000038887375&cidTexte=LEGITEXT000006072665&dateTexte=20190727#:~:text=1321%2D2%20du%20code%20de,publication%20de%20la%20pr%C3%A9sente%20loi> ».

- **SIGES.2020.** Périmètres de protection des captages. (Consulté le 10/05/2020)« <http://sigessn.brgm.fr/spip.php?article82> ».
- **vidal.fr.** Les effets indésirables des antibiotiques. (Consulté le 21/08/2020).

« <https://eurekasante.vidal.fr/medicaments/antibiotiques/effets-indesirables.html> ».

# Annexes

**Annexe A :**

Concentrations en antibiotiques relevées dans des eaux usées hospitalières.

Molécules	Niveaux de concentrations (µg/L)	Références
<b>Aminoglycosides</b>		
Gentamicine	0,4 à 7,6	Loffler et Ternes, 2003
<b>β-lactames</b>		
Amoxicilline	28 et 82,7	Kümmerer, 2004 (a)
Pénicilline G	0 à 5,2	Brown, 2004
Pénicilline V	0	Brown, 2004
<b>Fluoroquinolones</b>		
Ciprofloxacine	0 à 124,5	Hartmann <i>et al.</i> , 1998 ; Kümmerer et Henninger , 2003 ; Brown, 2004 ; Lindberg <i>et al.</i> , 2004
Ofloxacine	25,5 à 35,5	Brown, 2004 ; Lindberg <i>et al.</i> , 2004
Norfloxacine	0	Brown, 2004
<b>Imidazoles</b>		
Métrodinazole	0 à 90,2	Lindberg <i>et al.</i> , 2004
<b>Macrolides</b>		
Tylosine	0	Brown, 2004
<b>Sulfamides</b>		
Sulfaméthoxazole	0 à 12,8	Andreozzi, 2004 ; Brown, 2004 ; Lindberg <i>et al.</i> , 2004
<b>Synergystines</b>		
Lincomycine	0 à 2,0	Brown, 2004
<b>Tétracyclines</b>		
Doxycycline	0,6 à 6,7	Lindberg <i>et al.</i> , 2004
Oxytétracycline	0	Brown, 2004
<b>Triméthoprime</b>		
Triméthoprime	0 à 7,6	Andreozzi, 2004 ; Brown, 2004 ; Lindberg <i>et al.</i> , 2004

## Annexe B :

Concentrations en antibiotiques relevées dans les eaux usées brutes et les eaux traitées urbaines.

Molécules	Eaux usées (avant traitement)		Eaux épurées (après traitement)		Réf.
	Concentration (µg/L)	Nombre d'échantillons positifs*	Concentration (µg/L)	Nombre d'échantillons positifs*	
<b>β-lactames</b>					
Cefadroxil	0 à 0,070	1/5 (20%)	0 à 0,080	1/5 (20%)	a
<b>Macrolides</b>					
Azithromycine	0,086 et 0,224	2/2 (100%)	0,085 et 0,255	2/2 (100%)	b
Clarithromycine	0,160 et 0,234	2/2 (100%)	0 à 0,536	30/41 (73,2%)	b, e, h, i
Déhydro-érythromycine	0 à 0,170	3/9 (33,3%)	0 à 6,0	32/48 (66,7%)	b, e, f, h, i
Roxithromycine	0 à 0,030	2/9 (22,2%)	0 à 1,00	24/49 (49,0%)	b, e, h, i
<b>Phénicoles</b>					
Chloramphénicol			0 à 0,560	1/10 (10%)	e
<b>Quinolones</b>					
Ciprofloxacine	0 à 0,568	26/31 (83,9%)	0 à 0,400	40/52 (76,9%)	b, c, f, g, i
Norfloxacine	0 à 0,553	23/31 (74,2%)	0 à 0,120	30/45 (66,7%)	b, c, g, i
Ofloxacine	0 à 1,300	3/12 (25%)	0 à 0,566	10/14 (71,4%)	a, g, i
<b>Sulfamides</b>					
Sulfacétamide			0 à 0,151	3/8 (37,5%)	i
Sulfadiazine	0	0/2 (0%)	0 à 0,019	1/8 (12,5%)	i
Sulfadiméthoxime			0 à 0,010	1/15 (6,7%)	f
Sulfaméthazine	0 à 0,210	3/9 (33,3%)	0 à 0,362	2/14 (14,3%)	b, f, i
Sulfaméthoxazole	0 à 0,641	10/17 (58,8%)	0 à 2,00	25/31 (80,6%)	a, b, e, f, g, i
N-acétyl-sulfaméthoxazole	0,518 et 0,943	2/2 (100%)	0,071 et 0,082	2/2 (100%)	b
Sulfapyridine	0,072 et 0,135	2/2 (100%)	0,081 à 0,228	10/10 (100%)	i
Sulfisoxazole			0 à 0,034	5/8 (65,5%)	i
<b>Tétracyclines</b>					
Chlortétracycline	0 à 1,2	2/7 (28,6%)	0	0/13 (0%)	f
Doxycycline	0 à 0,11	1/12 (8,3%)	0 à 0,070	1/25 (4%)	g, i
Tétracycline	0 à 4,0	6/7 (85,7%)	0 à 0,977	14/15 (93,3%)	f, i
<b>Triméthoprime</b>					
Triméthoprime	0 à 0,65	11/17 (64,7%)	0 à 1,39	26/32 (81,2%)	a, b, e, f, g, i

a : Brown, 2004. b : Gobel *et al*" 2004. c : Golet *et al.*, 2001 .. d : Golet *et al.*, 2002. e : Hirsch *et al*" 1999. f : Karthikeyan et Bleam, 2003. g : Lindberg *et al.*, 2003 ..h : McArdell *et al.*, 2003. i : Metcalfe *et al*" 2004.

## Annexe C :

Concentrations en antibiotiques relevées dans les eaux de surface.

Molécules	Niveaux de concentrations (µg/L)	Nombre d'échantillons positifs	Références
<b>β-lactames</b>			
Amoxicilline	0 à 0,006	4/52 (7,7 %)	b
Flucloxacilline	0 à 0,007	1/40 (2,5 %)	b
Pipéracilline	0 à 0,048	6/40 (15 %)	b
<b>Quinolones</b>			
Ciprofloxacine	0 à 0,0261	8/180 (4,4 %)	b, d, f, h
Norfloxacine	0 à 0,120	1/134 (0,7 %)	d
Ofloxacine	0 à 0,020	6/69 (8,7 %)	b
<b>Lincosanides</b>			
Lincomycine	0 à 0,73	24/111 (21,6 %)	d, h
Clindamycine	0 à ≈ 0,033	35/52 (67,3 %)	b, g
<b>Macrolides</b>			
Azithromycine	0 à ≈ 0,013	14/40 (35 %)	b
Clarithromycine	0 à 0,260	44/90 (48,9 %)	b, c, f, g, h
Déhydro-érythromycine	0 à 1,7	107/216 (49,5 %)	a, c, d, f, g, h
Roxithromycine	0 à 0,560	60/212 (28,3 %)	a, c, d, g
Spiramycine	0 à 0,0438	1/16 (6,2 %)	h
<i>Tylosine</i>	0 à 0,28	14/136 (10,3 %)	d
<b>Phénicolés</b>			
Chloramphénicol	0 à 0,06	4/64 (6,2 %)	c
<b>Sulfamides</b>			
Sulfadiméthoxine	0 à 15	6/330 (1,8 %)	d, e
Sulfadimidine	0 à 0,007	6/52 (11,5 %)	b
Sulfaméthazine	0 à 0,22	7/344 (2,0 %)	d, e
Sulfaméthizole	0 à 0,13	1/108 (0,9 %)	d
Sulfaméthoxazole	0 à 1,9	104/434 (24,0 %)	a, b, c, e, f, g
Sulfapyridine	0 à 0,022	2/4 (50 %)	f
Sulfathiazole	0 à 0,08	1/138 (0,7%)	e
<b>Tétracyclines</b>			
Chlortétracycline	0 à 0,69	2/269 (0,7 %)	d, e
Oxytétracycline	0 à 0,34	1/272 (0,4 %)	d, e
Tétracycline	0 à 0,11	2/269 (0,7 %)	d, e, f
<b>Triméthoprime</b>			
Triméthoprime	0 à 0,710	79/300 (26,3 %)	b, c, d, f

a : Brown, 2004. b : Christian *et al.*, 2003 .. c :Hirsch *et al.*, 1999. d: Kolpin *et al.*" 2002. e Lindsey *et al.*, 2001 ;J:Metcalfe *et al.*, 2004 .. g : Sacher et Stoks, 2003. h : Zuccato *et al.*, 2004. *En italique sont indiquées les molécules antibiotiques strictement utilisées en médecine vétérinaire.*



## Annexe D :

Revue des concentrations (ng/l) de certains médicaments recherchés dans l'eau du robinet à travers le monde (LD : Limite de Détection ; LQ : Limite de quantification).

Usage thérapeutique	Molécule	Concentration maximale (ng/l)	Pays	Référence
Hormone	Ethinylestradiol	22,5 <5 4 < 0,5 (LQ) 0,5	Allemagne UK UK Allemagne Allemagne	(Rurainski <i>et al.</i> 1977) (Aheme <i>et al.</i> 1985) (Aheme and Briggs 1989) (Ternes 2001) (Kuch and Ballschmiter 2001)
	Estradiol	2,1 <1 (LD)	Allemagne Canada	(Kuch and Ballschmiter 2001) (Boyd <i>et al.</i> 2003)
Anticancéreux	Cyclophosphamide	<0,02 (LD) <10 (LQ) <60 (LD)	Italie Allemagne Canada	(Zuccato <i>et al.</i> 2000) (Ternes 2001) (Tauber and Stevenson 2003)
	Bleomycine	13	UK	(Aheme <i>et al.</i> 1990)
Antibiotique	Erythromycine	<0,03 (LD) <100 (LD) <LQ	Italie USA France	(Zuccato <i>et al.</i> 2000) (Stackelberg <i>et al.</i> 2007) (Bruchet <i>et al.</i> 2005)
	Tylosine	1,7 <LQ	Italie France	(Zuccato <i>et al.</i> 2000) (Bruchet <i>et al.</i> 2005)
Anti-inflammatoire non stéroïdien et antalgique	Kétoprofène	<5 (LQ) nd <90 (LD) 3 8	Allemagne Taiwan Canada France Finlande	(Ternes 2001) (Lin <i>et al.</i> 2005) (Tauber and Stevenson 2003) (Togola and Budzinski 2008) (Vieno <i>et al.</i> 2005)
	Ibuprofène	<0,5 (LD) 3 nd <90 (LD) 0,6 <18 (LD) 8,5 1350	Italie Allemagne Taiwan Canada France USA Finlande USA	(Zuccato <i>et al.</i> 2000) (Ternes 2001) (Lin <i>et al.</i> 2005) (Tauber and Stevenson 2003) (Togola and Budzinski 2008) (Stackelberg <i>et al.</i> 2004) (Vieno <i>et al.</i> 2005) (Lorraine and Pettigrove 2006)
	Paracétamol	210,1 <36 (LD) <9 (LD)	France USA USA	(Togola and Budzinski 2008) (Stackelberg <i>et al.</i> 2007) (Stackelberg <i>et al.</i> 2004)
	Diclofenac	2,5 <10	France Allemagne	(Togola and Budzinski 2008) (Heberer 2002)
Anti-épileptique	Carbamazépine	30 nd 24 43,2 140 258	Allemagne Taiwan Canada France USA USA	(Ternes 2001) (Lin <i>et al.</i> 2005) (Tauber and Stevenson 2003) (Togola and Budzinski 2008) (Stackelberg <i>et al.</i> 2007) (Stackelberg <i>et al.</i> 2004)
Produit de contraste	Iopamidol	60 82	France France	(Bruchet <i>et al.</i> 2005) (Paffoni <i>et al.</i> 2006)



**Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master**

**Filière : Sciences Biologiques**

**Spécialité : Biologie Moléculaire des Microorganismes**

**Titre : Contamination de l'eau potable par les résidus de médicaments. Sources, effets sur la santé humaine et traitements.**

**Résumé**

L'eau est une matière précieuse et indispensable à toutes formes de vie. Elle fait partie intégrante du monde minéral et organique. Elle participe notamment à toutes les activités domestiques, industrielles et agricoles. Cependant, cette eau est constamment agressée par plusieurs polluants de toutes sortes. Récemment, les résidus de médicaments (RdM) constituent une autre source de pollution émergente, très sérieuse pour l'environnement et pour la santé publique. La surveillance de traces de médicaments dans l'eau, a commencé timidement, il y a environ deux décennies. La difficulté de détection dans l'environnement, de ces molécules à cause de leurs très faibles concentrations, plaide pour l'ignorance de cette la gravité de la pollution. Dans ce travail, nous développons les différentes sources humaines (industries, hôpitaux, rejets humains) et animales. Il est question également de recenser les effets néfastes de cette pollution sur les organismes vivants comme l'apparition de microorganismes résistants aux antibiotiques et des impacts sur la qualité physicochimique de l'eau. Nous nous sommes intéressés à réaliser une synthèse bibliographique sur l'état de la pollution des différentes sources hydriques et d'étudier les procédés de la réduction de ces substances. Nous avons mis l'accent sur **l'Amoxicilline, le Paracétamol et le Diclofénac**. Ces derniers sont réfractaires aux traitements conventionnels (primaires et secondaires) des eaux usées des STEP. Les techniques innovantes et récentes mises en œuvre pour la dépollution des eaux, sont les procédés d'oxydation avancée (POA) et l'adsorption sur charbon actif. Les techniques de biodégradations ont aussi plusieurs avantages. Dans ce contexte, certaines recherches ont été relatées.

**Mot clés :** Eau potable, pollution, résidus médicamenteux, antibiotiques, biodégradation

**Membre du jury :**

**Président du jury :** Mr **KITOUNI Mahmoud.** (Pr. UFM Constantine1).

**Encadreur:** Mr **BOUDMAGH Allaoueddine.** (Pr. UFM Constantine1).

**Examineur :** Mr **BENHIZIA Yacine.** (Pr. UFM Constantine1).

**Présentée par : HANNACHE Rania  
ZERROUK Hayat**

**Année universitaire : 2019 -2020**