



Université de Tlemcen  
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et  
Sciences de la Terre et de l'Univers



## **DEPARTEMENT DE BIOLOGIE**

Laboratoire de Microbiologie Appliquée à l'Agroalimentaire, au Biomédical et  
à l'Environnement  
« LAMAABE »

### **Mémoire de MASTER**

Présenté par

**DADOU Rania Kheira**

**BENMANSOUR Rim**

En vue de l'obtention du diplôme de Master en Biologie  
Option : Microbiologie Fondamentale

## **Evaluation des risques d'ATB et antiseptiques dans les eaux usées d'origine hospitalière**

Soutenu le .../07/2021

**Devant le jury :**

Pr. REBIAHI Sid Ahmed	Professeur	Président	Université de Tlemcen
Dr. BELLIFA Samia	Maître de conférences B	Examinatrice	Université de Tlemcen
Pr. HASSAINE Hafida	Professeur	Promotrice	Université de Tlemcen

## *Remerciements*

Nos très chers parents pour lesquels le remerciement ne sera jamais suffisant pour récompenser leurs immenses sacrifices, leur soutien et appui inconditionnel durant toutes les périodes de notre vie...Ce travail est le fruit de vos efforts, de vos prières incessantes, de votre tendresse, et de votre amour. On espère rester toujours digne de votre estime et ne jamais vous décevoir. Puisse Dieu, le tout puissant, vous préserver et vous accorder santé, longue vie et bonheur.

Nous commençons tout d'abord par remercier le bon Dieu de nous avoir donné le courage et la volonté de réaliser ce travail.

Nous souhaitons adresser nos remerciements les plus sincères à notre cher directeur de thèse, Professeur Madame **HASSAINE Hafida** de nous avoir encadrés tout au long de ce travail. Merci pour son soutien, son enseignement, ses précieux conseils, sa confiance et son aide durant tout notre parcours.

Notre vif remerciement pour les membres du jury à commencer par :

Monsieur **REBIAHI Sid Ahmed** Maître de Conférences A, université de Tlemcen, qui nous a fait l'honneur de présider notre jury.

A Madame **BELLIFA Samia** Maître de Conférences B, université de Tlemcen, d'avoir accepté d'examiner ce modeste travail.

Un grand merci pour nos chers professeurs qui nous ont fait découvrir le monde de la Biologie et qui nous ont donné les bases de la recherche pendant notre parcours universitaire.

Merci aux personnes qui nous ont aidé et contribué à la réalisation de ce modeste travail. Et à tous ceux qui nous ont donné le courage et qui ont cru en nous.

## ***Dédicace***

*Je dédie ce mémoire,*

### **À ma mère,**

*Source de vie, de bonheur, d'amour et d'affection, Je ne saurai point te remercier comme il se doit, ton affection me couvre, ta bienveillance me guide, tu es ma force pour affronter les obstacles de la vie,*

*Merci pour ton soutien et tes encouragements*

*Que ce travail traduit ma gratitude et mon affection.*

### **À mes grands-parents,**

*Aucun hommage ne pourrait être à la hauteur de l'amour dont ils ne cessent de me combler pour arriver à ce que je suis aujourd'hui. Merci pour vos patiences, soutiens, encouragements sacrifices, tendresses, et vos prières tout au long de mes études. Je vous serai reconnaissante toute ma vie, qu'Allah vous protège et vous accorde longue vie plein santé et de bonheur !*

### **À mes frères,**

*Aucun langage ne saurait exprimer mon respect et ma considération pour vos soutiens et encouragements. Que Dieu Puisse consolider et pérenniser encore plus nos liens fraternels.*

### **À mes tantes et mes oncles et leurs fils et leurs filles,**

*qui m'ont encouragé à continuer ce travail,*

*Merci d'être toujours à mes côtés.*

**Et à tous ceux qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.**

***Rania***

## Table de matières

<b>Introduction</b> .....	<b>2</b>
<b>PREMIERE PARTIE : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE</b> .....	<b>3</b>
<b>Chapitre I : Les eaux usées d'origine Hospitalière</b> .....	<b>4</b>
1. Définition.....	4
2. Origine des effluents liquides hospitaliers.....	4
2.1. Les effluents des services médico-techniques.....	4
2.2. Les effluents des services de soins.....	5
2.3. Les rejets des laboratoires de recherches et d'analyses.....	5
2.4. Les rejets résultant de l'entretien du matériel médical et des locaux médicaux.....	5
2.5. Les effluents des services de médecine nucléaire.....	5
3. Caractéristiques des effluents hospitaliers.....	5
3.1. Caractéristiques physico-chimiques.....	9
3.2. Caractéristiques microbiologiques.....	9
3.3. Décharges contenant des drogues.....	9
3.4. Caractérisation de radio-activité.....	10
3.5. Caractéristiques écotoxicologiques et composés à potentiel écotoxicologiques.....	10
4. Traitement.....	11
<b>Chapitre II : Impact des risques dans l'environnement</b> .....	<b>13</b>
1. Risque des effluents hospitaliers sur la santé et l'environnement.....	13
1.1. Risques infectieux.....	13
1.2. Risques toxiques.....	14
2. Impact des effluents hospitalier sur l'environnement.....	15
3. L'impact des produits pharmaceutiques et des agents pathogènes sur les organismes.....	15
3.1. Créatures marines et vers.....	15
3.2. L'impact des produits pharmaceutiques sur les organismes.....	16
3.2.1. Antibiotiques.....	16
3.2.2. Composés radioactifs.....	17
3.2.3. Composés non biodégradables et persistants.....	17
3.3. L'impact des agents pathogènes sur les organismes.....	17
4. L'impact des produits pharmaceutiques et des agents pathogènes sur l'homme.....	18
<b>DEUXIEME PARTIE : MATÉRIEL ET METHODES</b> .....	<b>20</b>
1. Circonstances de l'étude.....	21
2. Site de l'étude.....	21
3. Prélèvements.....	21
4. Transport des échantillons.....	22
5. Condition physico-chimiques.....	22

---

6. Analyse des échantillons .....	23
6.1. Analyse bactériologique : la technique de filtration.....	23
6.2. Isolement et identification.....	24
6.3. Technique identification par PCR.....	27
6.4. Analyse des sédiments dans l'étude de Kilunga.....	28
6.5. Quantification des antibiotiques dans les effluents dans l'étude de Harrabia, Azanu et paulus.	28
<b>TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION.....</b>	<b>31</b>
1. Caractérisation des prélèvements.....	31
2. Résultats de dénombrement.....	35
3. Résultats de quantification dans l'étude Azanu, Harrabia et Paulus.....	41
3.1. Résultat de quantification dans l'étude d'Azanu.....	41
3.1.1. Antibiotiques dans les eaux usées des hôpitaux.....	41
3.1.2. Antibiotiques dans les effluents d'eaux usées et dans l'effluent du BSE.....	42
3.1.3. Présence d'antibiotiques dans les rivières.....	42
3.2. Résultats de quantification dans l'étude de Harrabia.....	43
3.3. Résultats de quantification dans l'étude de Paulus.....	46
<b>Conclusion.....</b>	<b>49</b>
<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>51</b>
<b>Résumés.....</b>	

---

## Liste des abréviations

<b>AOX</b>	: Composés Organohalogénés Absorbables
<b>ARG</b>	: Gène Antibiorésistant
<b>BEA</b>	: Gélose Bile-Esculine-Azide
<b>BSE</b>	: Bassin de stabilisation des eaux usées
<b>BIF</b>	: Bactéries Indicatrices Fécales
<b>BT</b>	: Bouillon Tryptophane
<b>CE</b>	: La Conductivité Electrique
<b>CFU</b>	: Unité de Formation de Colonie
<b>COT</b>	: Carbone Organique Total
<b>CPC</b>	: Le Composé de Platine Cancérostatique
<b>DARSI</b>	: Déchets d'Activités de Soins à Risque Infectieux
<b>DBO</b>	: La Demande Biochimique En Oxygène
<b>DCO</b>	: La Demande Biochimique en Oxygène
<b>DRASS</b>	: La Direction Régional des Affaires Sanitaires et Sociale
<b><i>E. Coli</i></b>	: <i>Escherichia coli</i>
<b>EC</b>	: Des Eaux Cressonnières
<b>ENT</b>	: Entérocoques
<b>EUH</b>	: Eaux Usées Hospitalières
<b>EUU</b>	: Eaux Usées Urbaines
<b>FIB</b>	: Les Bactéries Indicatrices Fécales
<b>HOP</b>	: Hôpital
<b>LCR</b>	: Liquide Céphalo Rachidien
<b>LQM</b>	: La Limite de Quantification
<b>MES</b>	: Matières totales En Suspension
<b>OMC</b>	: L'Organisation Mondiale de La Santé
<b>PhAC</b>	: Composés Pharmaceutiques Actifs
<b>RA</b>	: Résistance aux Antibiotiques
<b>SBA</b>	: Le milieu Slanetz and Bartley Agar
<b>SFHH</b>	: La Société Française d'Hygiène Hospitalière
<b>STEP</b>	: Les Stations d'Épuration
<b>TBX</b>	: Le milieu Tryptone Bile X
<b>TKN</b>	: Azote Total de Kjeldahl
<b>TN</b>	: Azote Total
<b>TSA</b>	: Gélose Tryptone Soja
<b>TSS</b>	: Les Solides Totaux en Suspension
<b>TTC</b>	: Gélose lactosée au Tergitol
<b>VRBL</b>	: Le milieu Lactose Billié au cristale Violet et Rouge neutre

---

## Liste des figures

<b>Figure 1</b>	La technique de filtration sur membrane.....	<b>23</b>
<b>Figure 2</b>	(En haut) Distribution des bactéries indicatrices fécales (BIF) dans les échantillons d'eau des hôpitaux (en 2014 et 2015) et de leurs rivières réceptrices (en amont et en aval), et (en bas) dans les sédiments des rivières.....	<b>39</b>
<b>Figure 3</b>	Concentration d'antibiotiques (ng/L) dans l'influent (a) et l'effluent (b) de la station d'épuration pendant les trois campagnes d'échantillonnage (S.C I, S.C II et S.C III)	<b>45</b>
<b>Figure 4</b>	Concentrations relatives de gènes dans les échantillons d'eaux usées hospitalières et communales ; valeurs moyennes $\pm$ std des quatre échantillons d'eaux usées hospitalières ou communales combinés.....	<b>46</b>

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1</b>	Valeurs moyennes des indicateurs physico-chimiques de EUH et EUU.....	<b>7</b>
<b>Tableau 2</b>	Caractéristiques microbiologiques du EUH et EUU.....	<b>8</b>
<b>Tableau 3</b>	Recherche et dénombrement des <i>Escherichia coli</i> et des bactéries coliformes Méthode par filtration sur membrane selon la norme NF ISO 9308-1.....	<b>24</b>
<b>Tableau 4</b>	Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux, Méthode par filtration sur membrane selon la norme NF ISO 7899-2.....	<b>26</b>
<b>Tableau 5</b>	Amorces pour la confirmation d' <i>Ecoli</i> , d' <i>Enterococcus</i> , <i>E. faecalis</i> et de Bacteroides spécifiques à l'homme.....	<b>27</b>
<b>Tableau 6</b>	Résultats de la caractérisation physico-chimique de l'effluent de la fosse septique.....	<b>31</b>
<b>Tableau 7</b>	Efficacité de la fosse septique.....	<b>32</b>
<b>Tableau 8</b>	Paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau.....	<b>33</b>
<b>Tableau 9</b>	Résultats de la caractérisation bactériologique de l'effluent de la fosse septique....	<b>35</b>
<b>Tableau 10</b>	Concentration des bactéries indicatrices fécales (BIF) dans les échantillons d'eau.....	<b>37</b>
<b>Tableau 11</b>	Matière organique, granulométrie des sédiments et concentration en bactéries indicatrices fécales (BIF) dans les échantillons des sédiments.....	<b>38</b>
<b>Tableau 12</b>	Concentrations d'antibiotiques (ng / L) dans diverses sources d'eau étudiées à Kumasi. Où N est le nombre d'échantillons composites collectés.....	<b>43</b>



# INTRODUCTION

---

Les effluents générés par l'activité hospitalière peuvent présenter un danger potentiel pour l'homme et son environnement compte tenu de la nature et de l'importance des substances spécifiques qu'ils contiennent (résidus médicamenteux, réactifs chimiques, antiseptiques, détergents, révélateurs et fixateurs de radiographies...)

En outre, les effluents hospitaliers contiennent des bactéries potentiellement pathogènes, des virus et des champignons. Ces déchets liquides sont évacués au même titre que les rejets urbains classiques vers le réseau d'assainissement communal sans traitement préalable (**Coralie et al., 2002**).

Les pollutions microbiologique, toxicologique et génotoxique (substances cancérogènes, mutagènes), ajoutées à l'importance des volumes d'effluents produits (de l'ordre de 1 m<sup>3</sup>/jour/lit actif) amènent à se poser plusieurs questions sur leur risque potentiel pour l'homme et son environnement.

Les effluents non traités générés par les activités hospitalières peuvent contribuer largement à la dissémination des bactéries multi-résistantes (BMR) dans l'environnement. Les BMR des effluents proviennent essentiellement soit des produits biologiques (sang, urines, pus etc.) des patients colonisés (**Akoua et al., 2004, Guessennd et al., 2008**), soit de transfert horizontal de gènes de résistance entre les souches multi-résistantes infectieuses et des souches environnementales (**Thomas et al., 2007**). Ces BMR généralement responsables des infections nosocomiales peuvent se retrouver dans l'environnement en particulier dans les eaux de surface (**Mehmet et al., 2008**) et être impliquées dans les infections communautaires (**Rhazi et al., 2007**).

Des études sur la résistance des bactéries aux antibiotiques est devenue une véritable préoccupation pour le personnel soignant et pour les malades, comme l'atteste [(**Schwartz et al., 2003**) ; (**Boillot et al., 2008**) ; (**Chitnis et al., 2013**)].

La présence des BMR dans les eaux de surface pourrait donc être un maillon important dans la dissémination et la circulation des gènes de résistance véhiculés par ces bactéries. L'objectif de cette étude bibliographique était de pouvoir mettre le doigt sur le problème des effluents hospitaliers essentiellement chargés en BMR et de la dissémination de résistance vis-à-vis de certains antibiotiques et cela à travers cinq articles choisis.

# **PREMIÈRE PARTIE**

---

## **SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE**

## Chapitre I : Les eaux usées d'origine Hospitalière

### 1. Définition

Les eaux usées hospitalières (EUH) sont les eaux usées rejetées par toutes les activités hospitalières, médicales et non médicales, y compris les activités dans les salles de chirurgie, les salles d'examen, les laboratoires, les salles de crèche, les salles de radiologie, les cuisines et les buanderies (Al Aukidy *et al.*,2017).

Les eaux usées des hôpitaux sont des mélanges complexes, capables de générer des problèmes environnementaux majeurs, car ils sont 5 à 15 fois plus toxiques que les effluents urbains classiques (Emmanuel *et al.*,2009).

Les hôpitaux consommeraient 400 à 1 200 litres d'eau par jour et par lit. La consommation d'eau par lit serait ainsi approximativement deux fois supérieure de celle attendue sur la base de « l'Équivalent-Habitant » (Boillot,2008). Cette importante consommation en eau des hôpitaux donne naissance à de grands volumes de rejets liquides chargés de micro-organismes (dont certains sont multi résistants aux antibiotiques), de métaux lourds (en particulier le mercure et l'argent) et de produits chimiques toxiques (résidus médicamenteux, réactifs antiseptiques, détergents, révélateurs et fixateurs de radiographies...), parfois radioactifs (Emmanuel *et al.*,2001).

### 2. Origine des effluents liquides hospitaliers

D'un point de vu qualitatif, les effluents liquides hospitaliers peuvent être classés en trois grandes catégories (Boillot,2008) :

- 1) Les rejets d'origine domestique qui regroupent les eaux provenant des cuisines, les rejets résultant de l'hygiène des patients non contagieux et du personnel.
- 2) Les rejets assimilables à des effluents industriels qui sont générés par certains équipements spécifiques (blanchisseries, chaufferies, climatisations, ateliers, garages).
- 3) Les effluents spécifiques aux établissements de santé qui sont générés par les activités de soins, d'analyse et de recherche.

Cette dernière catégorie est responsable de la singularité des effluents hospitaliers et nécessite à ce titre, d'être détaillée (Boillot, 2008).

#### 2.1. Les effluents des services médico-techniques

Ils proviennent des salles d'opération ayant une forte concentration en matières organiques ou liquides biologiques tels que : sang, urines, selles, liquide gastrique, aspiration

trachéo-bronchite, liquide d'épanchement péritonéal ou pleural, de drainage ou d'irrigation (Emmanuel, 2003).

## **2.2. Les effluents des services de soins**

Ils contiennent des désinfectants (le glutaraldéhyde, l'hypochlorite de sodium, etc.), des détergents (surfactants cationiques, non-ioniques et anioniques), des résidus médicamenteux (antibiotiques, anticancéreux, etc.), des rejets contenant des métaux (révélateurs et fixateurs de radiographies) ou encore des rejets contenant des germes pathogènes qui sont souvent polyrésistants aux antibiotiques : germes présents dans les rejets humains (salmonelles, etc.), bactéries responsables des infections nosocomiales (*Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia coli*, etc.), des virus, des parasites (Boillot, 2008).

## **2.3. Les rejets des laboratoires de recherches et d'analyses :**

Ils peuvent être classés en quatre principales catégories :

- Les rejets assimilables à des eaux usées domestiques (lavage des mains, nettoyage de la verrerie, etc.),
- Les liquides biologiques (reliquats de prélèvements de sang, d'urine ou de Liquide Céphalo Rachidien (LCR), qui devraient être éliminés par la voie des déchets contaminés, mais qui sont le plus souvent rejetés à l'évier (gros volumes) ou la poubelle (petits volumes),
- Les produits chimiques en solution, rejetés par les automates ou les opérateurs (selon que l'analyse est automatique ou manuelle) ou laissés à l'abandon (car périmés ou mal identifiés),
- Les produits radioactifs (Mansotte et Jestin, 2000).

## **2.4. Les rejets résultant de l'entretien du matériel médical et des locaux médicaux**

Ils contiennent de plus ou moins grandes quantités de détergents, de détergents-désinfectants ou de désinfectants avec des traces de matières organiques ou médicamenteuses (Emmanuel, 2003).

## **2.5. Les effluents des services de médecine nucléaire :**

Certains éléments radioactifs (iode 131, technétium 99m, etc) sont susceptibles de dispersion, même si leur évacuation est soumise à réglementation (Boillot, 2008).

## **3. Caractéristiques des effluents hospitaliers**

De nombreux travaux ont démontré que les effluents hospitaliers et urbains présentent des caractéristiques qualitatives et quantitatives différentes. Les principales différences se situent sur leurs compositions physico-chimiques et biologiques. Au niveau de la contamination physico-chimique, la présence de médicaments, notamment d'antibiotiques éliminés par les

patients, de réactifs chimiques provenant des laboratoires, et des désinfectants provenant du nettoyage sont remarquables dans les effluents hospitaliers. Autre différence physico-chimique, est la présence de molécule radioactive, pouvant être éliminée par les patients traités dans un but diagnostique (**Ory,2017**). Il existe une grande variabilité des caractéristiques des effluents hospitaliers en fonction de la taille des hôpitaux, de la densité des lits, du nombre de patients hospitalisés et ambulatoires, du nombre et du type de services, du pays et de la saisonnalité (**Al Aukidy et al., 2014 ; Verlicchi et al., 2012**).

Les **tableaux 1 et 2** représentent les données des eaux usées hospitalières (EUH) d'indicateurs physico-chimiques qui concernent des installations de différentes tailles, débits et pays, comparées à celles des usines d'eaux usées urbaines (EUU) avec des équivalents de population différents. Ces données confirment la preuve de la grande variabilité des caractéristiques de ces effluents en raison des nombreuses variables qui entrent en jeu. L'indicateur de la demande biochimique en oxygène (DCO) qui mesure l'appauvrissement total en oxygène dû à la présence de contaminants de l'eau (polluants oxydables biodégradables et non biodégradables) montre des valeurs élevées pour les effluents hospitaliers (**Carraro et al.,2016**).

Concernant les macropolluants, il a été démontré que seuls les ions ammonium sont plus concentrés dans les eaux usées hospitalières que dans les eaux usées urbaines, malgré des données limitées. Les données des indicateurs microbiologiques indiquent que la charge totale d'*E. Coli* est généralement plus élevée dans les eaux urbaines que dans les eaux usées des hôpitaux, en raison de la plus forte dilution des eaux usées à l'hôpital, où la consommation d'eau par lit est élevée (~ 700 L par jour). La teneur en coliformes fécaux et totaux est plus élevée dans EUU que dans EUH (**Carraro et al.,2016**).

**Tableau 1 : Valeurs moyennes des indicateurs physico-chimiques de EUH et EEU, des études citées par Carraro et al., 2016.**

	Références	Pays	Lits/population Equivalent	Couleur taux	PH	TSS (total Suspendu)	DOC Mg/L	DBO <sub>5</sub> Mg/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/L]	Total P [mg/L]	Graisses et huiles [mg/L]	Total détergents	
EUH	Verlicchi et al., 2010b	Italie	300						33	4		4.9	
	Galletti et al., 2011	Italie	300	180		227±57	480±125	240±82	42±9	6±2			
	Nafu 2012	Allemagne	560	90±21.4	6.8±0.2	97±33	709±280	325±112		8.3±1.3			
	Suarez et al., 2009	Espagne	750	429±63	8.1	191.7	970.7				22.5		
	Varela et al., 2014	Portugal	1120	1000		305	622	278					
	Prayitno et al., 2013	Indonésie			8.1	61.1	198.5	143.7					
	Chagas et al., 2011	Brésil		432	7.5		379.9	100	11.1			0.63	
	Prado et al., 2011	Brésil		325.7	7		221.3	68	9				
	Sarafraz et al., 2007	Iran		43	7.42	231.25	628.1	242.25					
	Liang, 2007	Chine			6-9	170	320	150					
	Periasamy et	Inde			7.5	126.6	662.9	129.3					
	Sundaram, 2013												
	Verlicchi et al., 2012	Italie			8	160	650	200	30	5	25	4.5	
	Tahiri et al., 2012	Maroc			8		318	76.6					
EEU	Galletti et al., 2011	Italie	5000	1200			180±74	70±43					
	Entrée	Galletti et al., 2011	Italie	230 000	35 000	7.6	41±15	109	72	26	3		
		Varela et al., 2014	Portugal	200 000	1100 000		85	699	488				
		Muela et al., 2011	Espagne	500 000	120 000	7.8	65.8	210.6	123.6	28.2			
		Zhou et al., 2012	Chine	412 500	200 000		216.7	415.2	197.5				
		Verlicchi et al., 2012									4-10	50-150	4-8
		Mungray et Patel, 2011	Inde		71 500		238	803	243.5				

EUH : Des eaux usées hospitalières

EEU : Des eaux usées urbaines

**Tableau 2 : Caractéristiques microbiologiques du EUH et EEU, des études citées par Carraro et al., 2016.**

	Références	Pays	Coliformes totaux MPN/mL	Coliformes fécaux MPN/mL	E. coli MPN ou CFU/mL
EUH	Verlicchi et al., 2012	Italie			$10^5$ - $10^7$ <sup>a</sup>
	Korzeniewska et Harnisz, 2012	Pologne			$3 \times 10^6$ - $1.6 \times 10^7$ <sup>b</sup>
	Prayitno et al., 2013	Indonésie		$1.3 \times 10^3$	
	Chagas et al., 2011	Brésil	$7.4 \times 10^5$	$0.8 \times 10^5$	
	Liu et al., 2010	Chine			
	Periasamy et Sundaram, 2013	Inde	$1.3 \times 10^3$	$2.2 \times 10^2$	
	Tahiri et al., 2012	Maroc	$2 \times 10^4$	$1.5 \times 10^3$	
	Galvin et al., 2010	Irlande			$5.4 \times 10^6$ <sup>a</sup>
	Brechet et al., 2014	France			$3.5 \times 10^5$ <sup>b</sup>
	Kwak et al., 2015	Soudain			$3.7 \times 10^4$ <sup>b</sup>
	Oberle et al., 2012	France			$8.3 \times 10^4$ <sup>b</sup>
EEU entrée	Verlicchi et al., 2012	Italie	$10^7$ - $10^8$	$10^6$ - $10^7$	$10^6$ - $10^7$ <sup>a</sup>
	Korzeniewska et Harnisz, 2012	Pologne			$5.5 \times 10^7$ <sup>b</sup>
	McLellan et al., 2010	USA			$1.1 \times 10^6$ <sup>b</sup>
	Levantesi et al., 2010	Europe			$2.4 \times 10^5$ - $3.6 \times 10^6$ <sup>b</sup>
	Mungray et Patel, 2011	Inde	$5.4 \times 10^{12}$	$1.5 \times 10^{12}$	
	Brechet et al., 2014	France			$7.5 \times 10^5$ <sup>b</sup>
	Kwak et al., 2015	Soudain			$7.4 \times 10^4$ <sup>b</sup>
	Oberle et al., 2012	France			$3.9 \times 10^6$ <sup>b</sup>

<sup>a</sup> MPN/mL.

<sup>b</sup> CFU/mL.



### 3.1. Caractéristiques physico-chimiques

Les effluents sortant de différents hôpitaux sont riches en composés pharmaceutiques actifs (PhAC), micro-organismes et se caractérisent par une forte demande chimique en oxygène (DCO), de la demande biochimique en oxygène (DBO), ammoniac, nitrate, azote total (TN), les solides totaux en suspension (TSS), carbone organique total (COT), azote total de Kjeldahl (TKN), etc ... (**Majumder et al.,2021**).

La caractérisation physico-chimique des effluents hospitaliers montre presque systématiquement la présence de fortes concentrations en composés chlorés et, ponctuellement, la présence de métaux lourds. L'argent a eu tendance à disparaître avec le remplacement des thermomètres à mercure d'une part et le remplacement progressif de l'émulsion au bromure d'argent par les techniques numériques pour le développement des plaques radiographiques d'autre part. Ces effluents présentent également des teneurs très élevées en AOX (composés organohalogénés absorbables sur le charbon actif). Des concentrations supérieures à 10 mg/L ont été mesurées dans les effluents d'un hôpital universitaire allemand. Les agents de contraste radiologiques iodés présents dans les effluents hospitaliers contribuent de manière significative aux AOX dans les réseaux de drainage. En général, la charge en désinfectants peut varier de 2 à 200 mg/L selon la taille de l'hôpital et sa consommation de désinfectants. Les concentrations de glutaraldéhyde allant de 0,50 à 3,72 mg/L ont été mesurées dans des effluents liquides d'hôpitaux. **Mansotte et Jestin (2000)**, ont également mis en évidence des concentrations anormalement élevées de détergents.

### 3.2. Caractéristiques microbiologiques

Les effluents hospitaliers ont généralement une charge microbiologique très faible en raison de l'utilisation régulière de désinfectants (**Gautam et al.,2006**).

Les bactéries multirésistantes provoquent des infections difficiles à traiter et présentent un risque pour la médecine moderne (**Sib et al.,2020**).

### 3.3. Décharges contenant des drogues

La présence de médicaments dans les eaux de surface est relativement récente, notamment des médicaments très utilisés comme ceux à tropisme cardiaque et des antibiotiques. D'autres médicaments, moins consommés, sont également à surveiller comme les hormones sexuelles féminines et certains anticancéreux et le nombre très élevé de molécules pharmaceutiques (en ville ou à l'hôpital) (**De Hugo et al.,2011**).

### 3.4. Caractérisation de radio-activité

Les sources radioactives sont utilisées en médecine pour réaliser des diagnostics *in vivo* et *in vitro* et pour des raisons thérapeutiques. Certains de ces éléments sont utilisés dans des sources non scellées et sont donc susceptibles d'être dispersés (Boillot et al., 2008). Les déchets radioactifs peuvent être solides, liquides, gazeux, tissus contaminés par des éléments radioactifs, aiguilles, seringues, gants, fluides, effluents liquides des préparations, excréta des malades traités ou ayant subi des tests de médecine nucléaire, résidus des matériaux de radioactivité (Zehani, 2020).

### 3.5. Caractéristiques écotoxicologiques et composés à potentiel écotoxicologiques

Les résultats des tests de toxicité réalisés le plus couramment sur les effluents hospitaliers montrent que ces derniers présentent une toxicité élevée. Une étude de Leprat (1999) a révélé que l'écotoxicité des effluents hospitaliers est 5 à 15 fois supérieure à celle des effluents urbains classiques, et que ces effluents peuvent inhiber de 7 à 8% l'activité des boues dans le bassin d'aération d'une station d'épuration.

À l'heure actuelle, aucun travail n'a pu identifier l'origine de l'écotoxicité des effluents hospitaliers. Ainsi les travaux menés par la Société Française d'Hygiène Hospitalière (SFHH) en 1991 ont mis en évidence la forte toxicité des effluents hospitaliers, sans toutefois en expliquer l'origine. En 1994, la société Française d'Hygiène Hospitalière (SFHH) et la Direction Régional des Affaires Sanitaires et Sociale (DRASS) Rhône-Alpes ont supervisé une étude d'envergure sur trois hôpitaux de la Région Rhône-Alpes (France). Les résultats de cette étude ont permis de confirmer la forte toxicité des effluents hospitaliers et de formuler des hypothèses de travail sur l'origine de cette toxicité. L'hypothèse la plus souvent privilégiée concerne la présence de produits détergents et désinfectants. Cela étant dit, de nombreuses études ont montré que les substances médicamenteuses ont une faible biodégradabilité et une écotoxicité élevée qui pourraient contribuer à l'écotoxicité globale de ces effluents Cette dernière hypothèse découle de la présence d'agents de contraste iodés conduisant à la formation de composés organo-halogénés absorbables sur le charbon actif dans le réseau de drainage.

En se concentrant sur les composés éliminés par les hôpitaux, on constate que les détergents et désinfectants sont majoritaires sur le plan quantitatif. La consommation annuelle de lessive est estimée à 12 tonnes / 1000 lits par an, celle de savon entre 7 et 10 m<sup>3</sup>, glutaraldéhyde à 2 tonnes, acide paracétique à 4,8 tonnes et celui du chlore à 800 kg. Les quelques kilogrammes de produits médicaux apparaissent donc négligeables en quantité par rapport à la consommation

de détergents et de désinfectants. Cependant, les effets qualitatifs de ces composés sur la faune aquatique sont désormais clairement démontrés (**Boillot et al.,2008**).

#### **4. Traitement**

Dans les pays développés, la majorité des eaux usées domestiques, hospitalières et industrielles sont collectées puis traitées dans des stations d'épuration (STEP) avant d'être rejetées dans le milieu naturel (rivières, lacs, mers). Ce processus permet de limiter ainsi l'apport excessif de matières organiques et de polluants minéraux dans le milieu naturel. De nombreux micropolluants sont toutefois peu épurée et se retrouvent dans le milieu naturel sans que leur impact sur ce dernier ne soit véritablement connu. Les problèmes relatifs à la gestion de ces micropolluants et des substances à risque font ainsi parti des grandes préoccupations actuelles (**Toure et al.,2016**).

Il existe de nombreux procédés de traitement qui peuvent être utilisés pour l'élimination des polluants des eaux usées polluées, y compris la coagulation-floculation, l'adsorption, l'oxydation et la filtration sur colonne. Parmi ces méthodes de traitement, la filtration reste l'une des techniques les plus prometteuses en raison de sa commodité et de sa facilité d'utilisation.

Le coût est certainement un paramètre important pour l'application de ce processus ; ainsi, ces dernières années, de nombreux chercheurs s'intéressent de plus en plus à l'utilisation d'adsorbants naturels à la fois efficaces et peu coûteux, notamment l'argile, le charbon actif, le schiste bitumineux, le sable, la pyrophyllite et la silice (**Elmountassir et al.,2019**).

Des enquêtes préliminaires ont indiqué que le mécanisme le plus plausible d'élimination de la CPC (Le composé de platine cancérostatique) de la phase liquide était l'adsorption sur boues pendant le traitement des eaux usées (**Lenz et al.,2007**).

Pour le producteur de déchets, le traitement par incinération est une évidence. Il faut pourtant apporter des nuances selon le type de déchets, assimilés ménagers, infectieux, toxiques/chimiques, leur nature (solides ou liquides) et les infrastructures existantes (**Roussil,2010**).

Le traitement des déchets liquides DASRI est plus complexe car il convient de faire la distinction des déchets à risque uniquement infectieux ou chimiques des autres déchets mixtes (effluents des automates). L'évaluation des risques des déchets pour les personnes et pour l'environnement permet d'envisager les différentes possibilités de traitement :

- L'inactivation du déchet infectieux par procédé chimique (eau de Javel à 0,5 % de Cl actif) ;
- Le traitement dans un centre spécialisé ;

- L'autoclavage (sauf pour ANC et produit toxique) pour les déchets de niveau 3, puis traitement en centre spécialisé ;
- La gélification, solution pratique pour les effluents d'automates de petit volume pour un traitement dans la filière des DASRI solides ;
- La collecte des déchets chimiques dans des conteneurs spécifiques pour suivre la filière des déchets chimiques ; une attention particulière doit être portée aux mélanges incompatibles ; enfin, certains fournisseurs récupèrent les effluents de leurs appareils et les nouvelles générations de matériel traitent en interne leurs déchets (**Roussil,2010**).

Pour protéger le milieu naturel contre les surcharges des stations d'épuration, il semble important d'envisager le traitement en amont de l'hôpital (**Gautam et al.,2006**).

## Chapitre II : Impact des risques dans l'environnement

### 1. Risque des effluents hospitaliers sur la santé et l'environnement

Les hôpitaux représentent une source incontestable de rejet de nombreux composés chimiques dans leurs eaux usées, et qui peuvent avoir un impact sur l'environnement et la santé humaine. En effet, certaines des substances présentes dans les eaux usées sont génotoxiques et sont soupçonnées d'être une cause possible des cancers observés au cours des dernières décennies. Les effluents hospitaliers sont chargés de microorganismes pathogènes, de substances pharmaceutiques partiellement métabolisées, d'éléments radioactifs et d'autres substances toxiques. De tels effluents, s'ils ne sont pas traités correctement, peuvent endommager l'environnement naturel et créer un déséquilibre biologique. Les déchets hospitaliers peuvent être dangereux pour l'équilibre écologique et la santé publique. Les déchets pathologiques, radioactifs, chimiques, infectieux et pharmaceutiques, s'ils ne sont pas traités, peuvent entraîner des flambées de maladies transmissibles, des épidémies de diarrhée, une contamination de l'eau et une pollution radioactive. Les eaux usées des hôpitaux contiennent des polluants qui sont dangereux et nécessitent un traitement sur place pour éviter de contaminer le réseau d'égouts de la ville et des rivières (**Gautam et al.,2006**).

L'utilisation d'antibiotiques augmente régulièrement dans le monde (30%), principalement en raison de la demande croissante dans les pays à revenu faible et intermédiaire. Les effets ont conduit à une inquiétude croissante concernant leurs effets dans l'environnement. Leur apparition peut accélérer la propagation de la résistance dans l'environnement, avec des implications potentielles sur la santé humaine. Selon l'organisation mondiale de la santé (OMS), la résistance aux antimicrobiens est un défi majeur pour la santé humaine et animale mondiale, la sécurité alimentaire et le développement aujourd'hui, avec la perspective de l'aggravation dans les années à venir, si les mesures efficaces ne sont pas mises en œuvre (**Mozaz et al.,2020**).

#### 1.1 Risques infectieux

Pour bien évaluer la qualité microbienne d'un effluent hospitalier, évaluons d'abord la flore hospitalière : elle est composée de la flore des malades et des germes de l'environnement (sols, surfaces, matériels, eau (légionellose), air...).

Ainsi, les germes pathogènes que l'on trouve dans les eaux usées hospitalières peuvent être :

- Des bactéries présentes dans les selles ou les urines (*Salmonelles, Shigella, Coliformes, Vibrions, Streptocoques, Entérobactéries...*) ou des bactéries responsables d'infections nosocomiales (*Staphylocoques, Streptocoques, Pseudomonas...*). Toutes ces bactéries sont

dangereuses car elles acquièrent une résistance aux antibiotiques. - des virus (hépatites, entérovirus, rotavirus...).

- Des parasites (amibes, taenia, ascaris, champignons...) (**Darsy et al.,2002**).

## 1.2. Risques toxiques

Le contact des polluants hospitaliers avec les écosystèmes aquatiques entraîne un risque directement lié à l'existence de substances dangereuses qui pourraient avoir des effets négatifs potentiels sur l'équilibre biologique des milieux naturels. Le risque est la probabilité d'apparition d'effets toxiques après l'exposition de l'organisme à des substances dangereuse (**Emmanuel et al.,2005**).

On peut considérer les principaux risques liés à la pollution des milieux aquatiques suivant deux aspects (**Alighardashi ,2007**) :

- Risque pour les peuplements naturels. Ce type de risque concerne les effets des toxiques sur les écosystèmes. Quelques polluants comme le mercure entrent dans les chaînes alimentaires.
- Risque pour la santé humaine liée à la présence de nombreuses substances chimiques et notamment pharmaceutiques. Du fait des risques toxicologiques des composés pharmaceutiques, on doit porter une attention particulière aux :
  - Agents cytostatiques (quelques antibiotiques) et médicaments immunosuppresseurs ; à cause de leurs propriétés embryo-toxiques, cancérigènes et mutagènes ;
  - Antibiotiques et désinfectants ; parce que ces groupes sont très toxiques pour les bactéries et les autres micro-organismes de l'environnement, mais aussi parce qu'ils peuvent contribuer, à l'augmentation du potentiel de résistance des bactéries pathogènes mutantes ;
  - Hormones : elles peuvent avoir un grand impact sur les hommes et les animaux en perturbant leurs fonctions hormonales, même en faible concentration ;
  - Chlorophénols et réactifs libérateurs de chlore, comme l'hypochlorite de sodium et les composés organiques halogénés adsorbables, ces groupes ont été beaucoup utilisés dans la fabrication de désinfectants, de certains solvants et de produits radio-contrastants de rayons X dans les hôpitaux. Très souvent ils ne sont pas biodégradables et ils diffusent largement dans l'environnement aquatique. Ils entrent ainsi dans le cycle d'alimentation en eau potable ;
  - Métaux lourds : ils ne sont pas dégradables et sont souvent fortement toxiques. Selon certains travaux traitant d'écotoxicologie, les antidépresseurs et les antinéoplasiques (médicaments altérant l'ADN utilisés dans le traitement des cancers) ont les effets les plus dangereux dans l'environnement. Il faut ajouter que les antinéoplasiques sont employés généralement dans les hôpitaux (**Alighardashi ,2007**).

## 2. Impact des effluents hospitalier sur l'environnement

La plupart des pays africains ou méditerranéens, la pénurie et/ou le coût élevé de l'eau et des engrais fait que le recours aux eaux usées brutes pour l'irrigation constitue une alternative de choix par les agriculteurs. C'est une pratique très ancienne à travers le monde (**Arnold et Stevan,1977**). Chaque année, plus de 7000 ha sont irrigués directement par les eaux usées brutes rejetées par les villes, soit environ 70 millions de m<sup>3</sup>/an d'eaux usées réutilisées en agriculture sans aucun traitement préalable. Cette pratique a des impacts néfastes sur l'environnement et la santé humaine. Ces impacts s'accroissent encore lorsque les eaux usées domestiques reçoivent des effluents particuliers comme les effluents hospitaliers. Ceux-ci ont la réputation d'être très dangereux en raison des micro-organismes qu'ils pourraient disséminer; le danger est plutôt lié à la résistance de certaines bactéries aux antibiotiques. D'autre part, sur le plan quantitatif, un établissement de 1000 lits serait polluant au même degré qu'une ville de 10000 habitants (**Hartemann et al.,2005**).

Les effluents de l'hôpital sont déversés dans le réseau d'assainissement de la ville, où ils se mélangent avec les eaux usées urbaines sans aucun traitement préalable. Dès lors, ces eaux usées sont réutilisées dans l'irrigation des diverses cultures maraîchères et arboricoles, et ce, le long de leur parcours où elles seront acheminées, durant les périodes pluviales, vers un oued situé en aval, dont les eaux servent également à l'agriculture mais aussi à l'abreuvement des bétails. En effet, la consommation de l'eau infectée par les coliformes fécaux, son utilisation pour la préparation des aliments ou la toilette et même son inhalation sous forme de vapeur ou d'aérosols peut provoquer une infection. Les indicateurs de contamination fécale permettent d'apprécier, avec plus ou moins de sûreté et de précocité, le risque d'une contamination par des matières fécales pouvant véhiculer des microorganismes pathogènes (**Ameziane et Benaabidete, 2014**).

## 3. L'impact des produits pharmaceutiques et des agents pathogènes sur les organismes

### 3.1. Créatures marines et vers

Comme l'eau usée hospitalière (EUH) contient un grand nombre d'agents pathogènes et de médicaments, il doit être traité avant d'être déchargé. Sinon, les agents pathogènes et les médicaments contenus dans les eaux usées pollueront l'eau et provoqueront des maladies. Les polluants pathogènes sont des microorganismes et des bactéries pathogènes qui peuvent provoquer des maladies chez les humains et les animaux. Les hôpitaux doivent souvent désinfecter et traiter les patients. Par conséquent, les eaux usées des hôpitaux contiennent

généralement une certaine quantité de substances toxiques telles que les antibiotiques, le mercure et les phénols (Varela et al.,2014). L'eau usée hospitalière est rejeté dans les eaux de ruissellement de surface et les polluants contenus dans les eaux usées pénètrent dans la mer le long de la rivière. Ces polluants peuvent nuire à la vie marine (Zhang et al.,2020).

Lorsque l'eau usée hospitalière (EUH) pénètre dans l'océan à partir des rivières et des boues, les agents pathogènes et les médicaments empoisonnent directement les organismes marins. Tout au long de la chaîne alimentaire, il peut entraîner l'empoisonnement de bien plus d'organismes marins (Zhang et al.,2020).

### 3.2. L'impact des produits pharmaceutiques sur les organismes

Des études ont montré que les produits pharmaceutiques pénètrent dans l'environnement principalement par trois voies) [(Kümmerer et al.,(2008), (Jia et al.,(2018), (Shen et al.,(2019), (Zhang et al.,(2019)] (1) le nettoyage des produits pharmaceutiques inutilisés dans les conteneurs, (2) le dumping des produits pharmaceutiques non utilisés, et (3) la fraction non absorbée du patients métabolites. Habituellement, ces produits pharmaceutiques inutilisés ont peu ou pas de changement dans leur structure chimique lorsqu'ils sont déchargés du l'eau usée hospitalière. Ils sont faciles à former des composés conjugués avec des molécules polaires, et ces liaisons conjuguées sont très faciles à rompre dans le traitement des eaux usées municipales. Par conséquent, les produits pharmaceutiques d'origine sont rejetés dans l'environnement aquatique par l'effluent de la station d'épuration.

#### 3.2.1. Antibiotiques

Les Antibiotiques sont principalement utilisés pour traiter diverses infections bactériennes ou infections microbiennes pathogènes, et ne causent généralement pas d'effets secondaires grave à leurs hôtes. On pense que les antibiotiques couramment utilisés en médecine tels que la ciprofloxacine, l'ofloxacine et le métronidazole sont presque impossibles à être biodégradés dans l'eau, et leur toxicité pour la reproduction ne nuit pas seulement à la santé humaine, mais affecte également les organismes biologiques dans l'environnement aquatique (Aşicioğlu et al.,2013).Une exposition excessive d'antibiotiques dans l'environnement aquatique peut entraîner une augmentation résistance des bactéries aux antibiotiques. Des études ont montré que *Vibrio parahemolyticus*, *Vibrio alginolyticus* et *Aeromonas hydrophila* qui sont associées aux infections des animaux aquatiques, ont développé une résistance aux antibiotiques couramment utilisés (Garrido-Maestu et al.,2014).



### 3.2.2. Composés radioactifs

En raison des besoins de traitement du patient, l'eau usée hospitalière (EUH) contient souvent des traces d'éléments radioactifs et de métaux lourds (comme le mercure, le nickel, le plomb, l'arsenic, le zinc, le chrome, le cadmium et le cuivre). Si ces éléments ne sont pas éliminés, ils entreront dans l'environnement aquatique et peuvent même migrer et se transformer (**Perez-Alvarez et al.,2018**). Les organismes marins ont un effet d'enrichissement sur les matières radioactives. Ils peuvent absorber et accumuler des nucléides directement à partir de l'eau de mer ou en se nourrissant. Les nucléides peuvent être transférés le long de la chaîne alimentaire marine (réseau trophique), et certains peuvent être étendus le long de la chaîne alimentaire. De plus, dans un environnement pollué, les organismes marins sont exposés à des radiations provenant de l'intérieur et de l'extérieur du corps, et les gènes sont sujets à des mutations qui affectent la croissance et la reproduction de la progéniture (**Zhang et al.,2020**).

### 3.2.3. Composés non biodégradables et persistants

En général, l'eau usée hospitalière (EUH) contient des médicaments non biodégradables et persistants. Les polluants organiques persistants sont caractérisés par la toxicité, la bioaccumulation, la semi-volatilité et la stabilité dans la nature, et peuvent rester longtemps dans l'eau de mer. Le composé persistant a normalement des propriétés hydrophobes et lipophiles, un poids moléculaire élevé, une structure complexe, facile à enrichir dans l'organisme et pas facilement biodégradable. Le composé persistant s'accumule facilement dans l'environnement et peut donc endommager l'écosystème, affaiblir l'immunité de l'écosystème et augmenter les maladies biologiques (**Loreto-Gómez et al.,2018**).

### 3.3. L'impact des agents pathogènes sur les organismes

Les agents pathogènes dérivés du l'eau usée hospitalière peuvent pénétrer dans l'océan et contaminer l'eau de mer, ce qui nuit à la vie marine et aux vers marins. Une fois que les cellules hôtes sont infectées par des agents pathogènes (tels que des bactéries, des virus et des parasites), cela peut directement ou indirectement causer des problèmes à la cellule hôte tels que des agents génotoxiques, des protéines tumorales, la réplication des agents pathogènes et des réactions inflammatoires, affectant ainsi l'activation de la voie DDR. Cela met une pression énorme sur la stabilité et l'intégrité du génome cellulaire (**Lamoth et al.,2015**). De plus, en raison de la présence d'agents pathogènes, les organismes marins sont souvent porteurs de bactéries pathogènes. Par exemple, les parties contaminées des poissons sont principalement la cavité buccale, les expectorations, l'estomac, les intestins et les cavités

excrétrices. De plus, les huîtres, qui sont étroitement liées aux agents pathogènes des mollusques et crustacés, peuvent propager la fièvre typhoïde. En outre, les vers marins transportent également des agents pathogènes en raison de la prédation, augmentant ainsi la propagation des bactéries pathogènes (**Zhang et al.,2020**).

#### **4. L'impact des produits pharmaceutiques et des agents pathogènes sur l'homme**

L'eau usée hospitalière contient un grand nombre de produits pharmaceutiques, d'agents pathogènes, etc. uniques et hautement toxiques, qui peuvent s'accumuler dans l'eau potable et les aliments aquatiques. Les humains entrent en contact avec les contaminants des déchets de l'eau de plusieurs manières : boire directement de l'eau de source contaminée ; prendre des animaux aquatiques et des plantes cultivées dans de l'eau contaminée ; et l'inhalation de ces substances toxiques et nocives après la pénétration de poisons volatils dans l'air.

Une fois que les humains sont en contact avec les substances nocives, de nombreux problèmes peuvent survenir. Par exemple, le système immunitaire pourrait être détruit. Il a également été constaté que les produits pharmaceutiques pouvaient induire un problème de reproduction chez l'homme et que l'impact était beaucoup plus important dans les organismes aquatiques tels que les poissons (**Kosjek et Heath, 2011**). La présence de cyclophosphamide et d'ifosfamide dans l'eau pourrait induire un risque de cancer chez l'homme. Dans le traitement du cancer et des tumeurs, une grande quantité d'agents antitumoraux est prescrite. La plupart des agents inutilisés et leurs métabolites finiraient dans l'eau usée hospitalière, les procédés de traitement des eaux usées municipales ne peuvent pas éliminer les produits pharmaceutiques ; ils resteraient dans l'effluent et iraient finalement dans les plans d'eau récepteurs, et provoqueraient alors des effets génotoxiques et cancérogènes sur l'homme. En raison de l'absence de mécanismes spécifiques d'évaluation des risques, les cancérogènes dans l'environnement aquatique ne peuvent pas être quantifiés avec précision, mais les études existantes ont été en mesure de déterminer qu'ils ont un impact plus important sur les nouveau-nés et les enfants que sur les adultes (**Zhang et al.,2020**).

L'impact du l'eau usée hospitalière sur l'homme, en plus de l'exposition directe à l'ingestion, sa toxicité peut également être affectée par la bioconcentration de la chaîne alimentaire et le flux de substances à travers la chaîne biologique, qui est considérée comme une bioaccumulation. C'est une autre voie importante des produits pharmaceutiques transportés vers les humains. Par exemple, les Antibiotiques rejetés dans l'eau avec les eaux usées de l'hôpital s'accumulent dans l'eau potable et les aliments aquatiques. Les humains peuvent accumuler des antibiotiques dans le corps en prenant de l'eau contaminée par des antibiotiques

ou en prenant les produits aquatiques obtenus à partir des déchets contaminés aux antibiotiques. Cela peut alors provoquer des bioamplifications pour augmenter leur concentration, puis entraîner une toxicité chronique et des réactions allergiques. Cela rompra également l'équilibre de la flore normale du corps humain ; impactent ainsi sur diverses fonctions physiologiques et menacent la santé humaine. De plus, les antibiotiques peuvent produire des gènes de résistance aux médicaments chez différentes bactéries (**Rysz et Alvarez,2004**). Lorsque ces gènes de résistance aux médicaments sont transférés à des bactéries pathogènes, ils augmentent la menace pour la santé humaine. L'eau usée hospitalière contient une variété de compositions chimiques, physiques ou biologiques, qui peuvent causer des dommages permanents à la structure ou à la fonction cellulaire, empêcher la croissance de l'embryon et même entraîner sa mort (**Perez-Alvarez et al.,2018**).

# **DEUXIÈME PARTIE**

---

## **MATÉRIEL ET MÉTHODES**

## 1. Circonstances de l'étude

Suite aux situations de cette année 2021, la pandémie du Covid-19, la fermeture des laboratoires de recherche et par conséquent des universités, notre thème d'origine n'a pu voir le jour. Néanmoins, un autre sujet de master nous a été proposé et qui était de faire une synthèse de 5 articles portant sur l'étude : Evaluation des risques des antibiotiques et des antiseptiques dans les eaux usées d'origine hospitalière.

## 2. Site de l'étude

Pour un tel travail le choix des sites de prélèvement est important car il permettra d'avoir une connaissance exacte de la flore microbienne rejetée dans l'eau des établissements de soin. Le choix des sites de prélèvement d'eau a été différent suivant les 5 articles retenus.

Dans l'étude d'**Emmanuel et al., (2009)** un site de prélèvement a été sélectionné d'un hôpital Haïtien d'une capacité de 63 lits. **Kilunga et al., (2016)** dans leur contribution ont choisi trois hôpitaux H1 (hôpital Kitambo), H2 (hôpital Biamba Marie Mutombo) et H3 (hôpital Bondeko), tous situés dans la ville de Kinshasa (capitale de la RD Congo avec plus de 10 millions d'habitants). Tous rejettent leurs eaux effluentes dans les rivières urbaines. Quant à **Azanu et al., (2018)** ont mené leurs études à Kumasi Ville située dans la partie centrale du Ghana avec une population d'environ 2 millions d'habitants. En Tunisie, **Harrabia et al., (2018)** avaient choisi la station d'épuration du Sud de Sfax située dans une zone industrialisée et reçoit des eaux usées domestiques (représentent environ 75 % de l'influent) et industrielles traitées (représentent 25 % de l'influent).

Quant à l'étude de **Paulus et al., (2019)** des échantillons ont été prélevés dans deux villes des Pays-Bas, à savoir Delft (emplacement 1) et Nieuwegein (emplacement 2), les deux recevant des effluents des eaux usées des hôpitaux.

## 3. Prélèvements

Les prélèvements des effluents hospitaliers ont suivi des protocoles assez différents selon les 5 études, dans celle d'**Emmanuel et al., (2009)**, l'échantillonnage d'effluents d'eau était réalisé sur l'une des 3 fosses septiques de l'hôpital et sur l'eau de puits d'approvisionnement en eau potable de l'hôpital. Tous les prélèvements ont été placés dans des récipients en plastique d'un volume de 1L, ces derniers ont été rincés 3 fois avec l'eau à examiner. Des mesures de pH ont été effectuées sur tous les échantillons prélevés.

Dans l'étude de **kilunga et al., (2016)**, les 3 hôpitaux concernés rejetaient leurs effluents dans des rivières, les échantillons d'eau étaient prélevés à plusieurs niveaux :

- Des tuyaux de sortie des hôpitaux (hop) h1, h2 et h3.

- Respectivement à 50 m en amont de la rivière avant la décharge du tuyau de sortie.
- Et à 1 et 500 m en aval de la rivière après la décharge du tuyau de sortie.

Les prélèvements ont été étalés de juin 2014 à juillet 2015 dans le but d'estimer les variations interannuelles.

Les échantillons d'eau de 500 mL scellés dans des bouteilles en plastique stériles ont été prélevés sur chaque site d'échantillonnage à une profondeur de 10-50 cm et à environ 1 m maximum de la rive.

Parallèlement aux prélèvements d'eau, environ 400-500 g de sédiments ont été prélevés sur chaque site en trois exemplaires.

Dans l'étude de **Azanu et al., (2018)**, un total de 81 échantillons a été collecté sur trois campagnes d'échantillonnage différentes au cours du mois de mars 2016 dans des conditions de temps se cet comprennent :

- 6 ( $3 \times 2$ ) les effluents des deux hôpitaux soient à l'entrée et la sortie de trois bassins de stabilisation des eaux usées (BSE).
- 18 échantillons ( $3 \times 6$ ) au niveau des rivières ou sont rejetés les eaux usées des hôpitaux et qui sont détournées pour l'irrigation et arrosage des légumes.
- 39 ( $3 \times 13$ ) ont concerné des points d'irrigation.
- Et 18 ( $3 \times 6$ ) autres échantillons ont été réalisés au niveau de station d'épuration.

A chaque point d'échantillonnage, deux échantillons répétés d'eau ont été collectés. Un volume total de 1 L (regroupant 5 fois des aliquotes de 200 mL) était mis dans des bouteilles en verre ambré rincées à l'eau ultra-pure.

**Paulus et al., (2019)** ont prélevé les échantillons à partir d'eau usée hospitalière à deux emplacements (H1) et (H2). Tous les échantillons étaient des échantillons composés (12 h-composés - 1er cycle d'échantillonnage ; 8 h-composés - 2ème cycle d'échantillonnage).

#### 4. Transport des échantillons

Après leurs prélèvements, tous les échantillons des différentes études ont été soigneusement étiquetés, conservés dans une glacière à 4C° et immédiatement transportés au laboratoire pour être analysés dans les 24 heures.

#### 5. Condition physico-chimiques

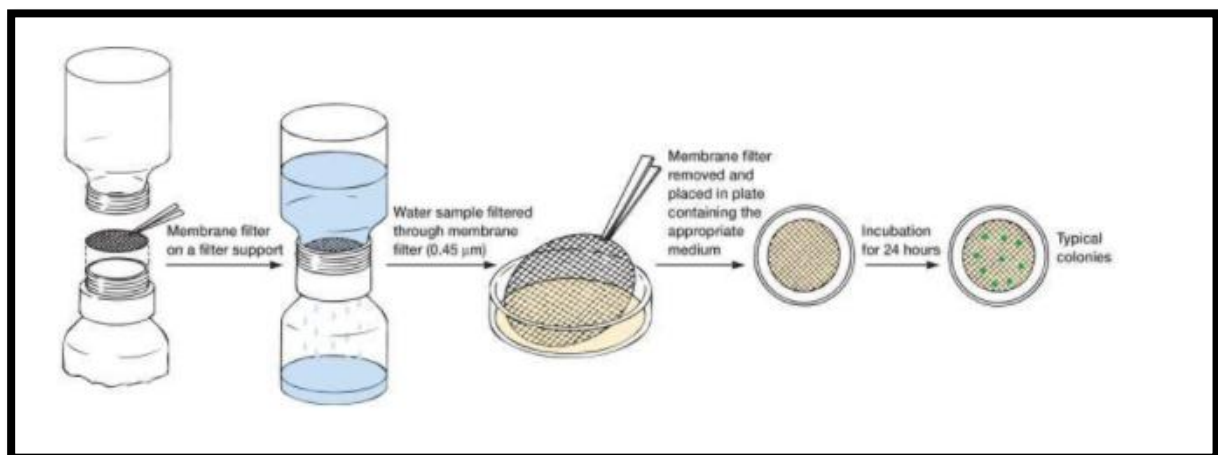
Parmi les 5 articles, les conditions physico-chimiques ont été citées seulement dans deux études :

- **Kilunga et al., (2016)** oules conditions physico-chimiques ont été cité : notamment la température ( $T^{\circ}$ ), le pH, l'O<sub>2</sub> et la conductivité électrique (CE) ont été déterminé à l'aide d'un Multi 350i (WTW, Allemagne).
- **Emmanuel et al., (2009)** ont utilisé des protocoles français et européens décrits dans "L'analyse de l'eau" (Rodier, 1996) et les protocoles américains décrits dans "Standard Methods for water and wastewater" (APHA, 1995). Pour cela certains paramètres ont été mesurés qui correspondent aux pH, matières totales en suspension (MES), conductivité, demande chimique en oxygène (DCO), nitrates, etc. Tous destinées à améliorer la connaissance des niveaux de pollution des échantillons concernés.

## 6. Analyse des échantillons

### 6.1 Analyse bactériologique : la technique de filtration

Dans les 5 articles, la méthode qui a été utilisée pour le dénombrement et recherche des microorganismes était la technique de filtration sur membrane (**Figure 1**) selon **Rodier (2009)** qui consiste à une filtration sur membranes en cellulose, de porosité 0,22  $\mu\text{m}$  et 0,45  $\mu\text{m}$  susceptibles de retenir les bactéries.



**Figure 1 : La technique de filtration sur membrane Droguet (2014).**

La technique consistait à déposer une membrane stérile sur la plaque poreuse de l'appareil et placer au-dessus l'entonnoir-réservoir stérile. Après une agitation soignée du flacon d'eau à analyser, le contenu (100mL d'eau) est déversé dans le réservoir jusqu'au repère. Cette eau est aspirée sous l'action d'une pompe à vide. Tout de suite après la membrane filtre est retirée et placée sur une boîte de pétri contenant le milieu de culture choisit. Le

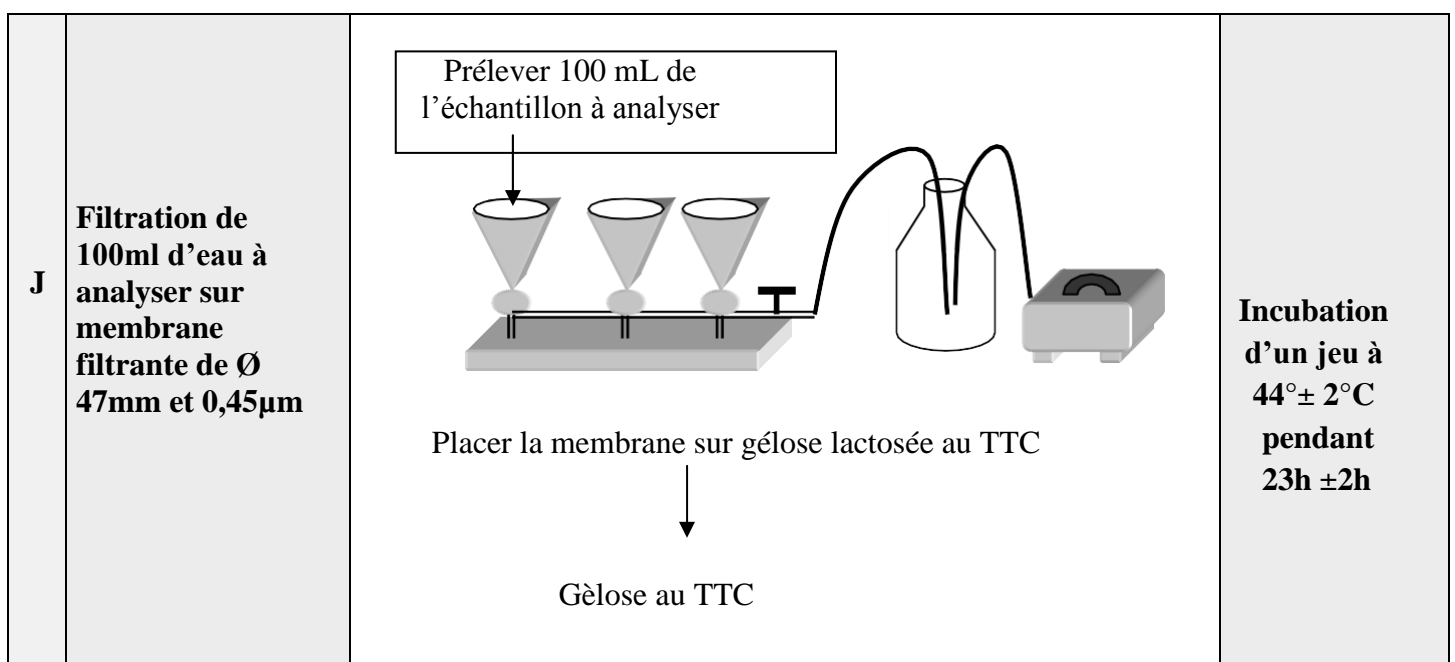
dénombrement se fait directement après une incubation appropriée, en comptant les colonies formées sur le milieu solide (il est ensuite exprimé en Unité de Formation de Colonie UFC/mL).

## 6.2. Isolement et identification

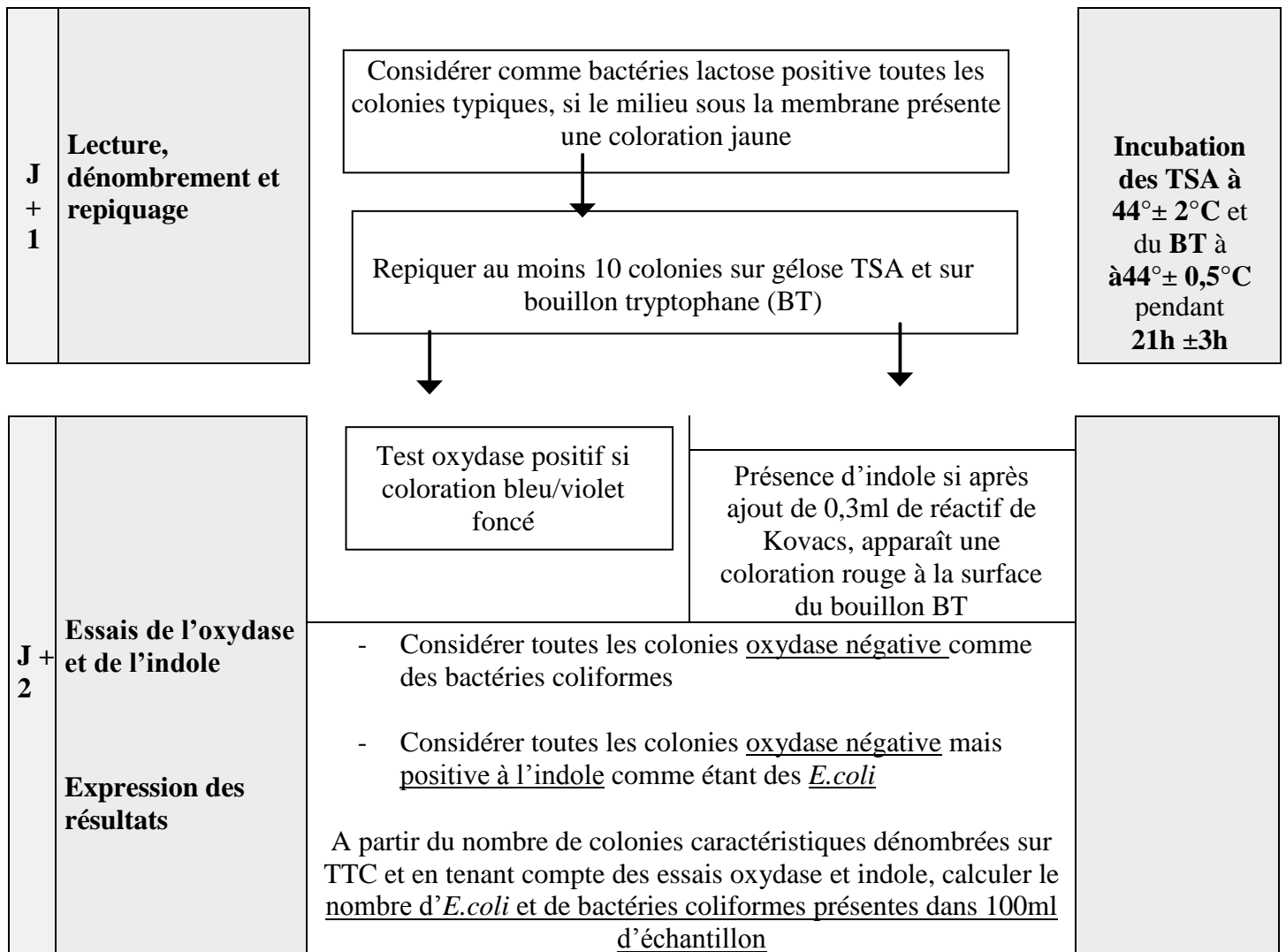
Dans l'étude de **Kilunga et al., (2016)** et **Emmanuel et al., (2009)**, les bactéries indicatrices d'une contamination fécale BIF (*E.Coli* et *Enterococcus*) et les *coliformes fécaux* ont été recherchées et isolées selon les tableaux ci-dessous

- *Escherichia coli* était réalisé sur la gélose lactosée au TTC et une incubation à  $44^{\circ}\pm 1^{\circ}\text{C}$  pendant 24 h.
- *Enterococcus* était réalisé sur le milieu Slanetz and Bartley Agar (SBA) et une incubation à  $44^{\circ}\text{C}$  pendant 4 h.
- *Coliformes totaux* Le milieu utilisé Lactose Billié au cristal Violet et Rouge neutre (VRBL) et une incubation à  $37^{\circ}$  pendant 24 h.

**Tableau 3 : Recherche et dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes Méthode par filtration sur membrane selon la norme NF ISO 9308-1 Diop (2006).**

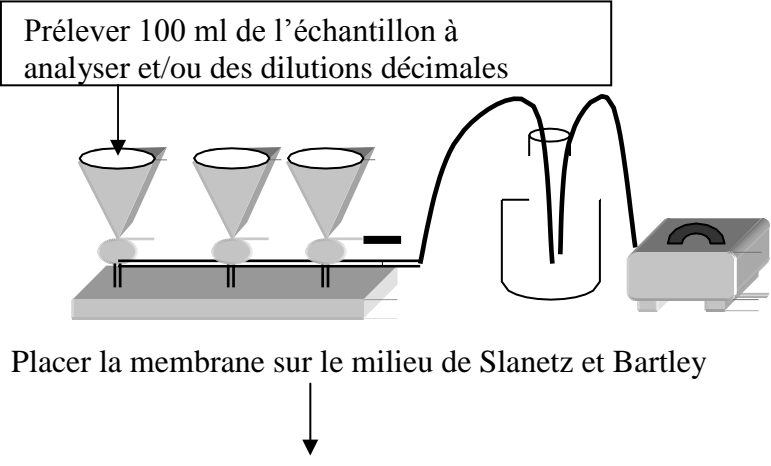
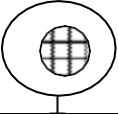






L'incubation à 44°C, un test oxydase permet de confirmer le diagnostic des coliformes thermotolérants

**Tableau 4 : Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux, Méthode par filtration sur membrane selon la norme NF ISO 7899-2 Diop (2006).**

J	<p><b>Filtration de 100ml d'eau à analyser sur membrane filtrante de Ø 47mm et 0,45µm</b></p>	<p>Prélever 100 ml de l'échantillon à analyser et/ou des dilutions décimales</p>  <p>Placer la membrane sur le milieu de Slanetz et Bartley</p> <p>Milieu de Slanetz et Bartley</p>	<p><b>Incubation d'un jeu à 36°±2°C pendant 44h ±4h</b></p>
J + 2	<p><b>Confirmation et dénombrement</b></p>	<p>Considérer comme typiques, toutes les colonies bombées montrant une couleur rouge, marron ou rose, soit au centre noir soit sur l'ensemble de la colonie</p> <p>↓</p> <p>S'il y a des colonies typiques, transférer la membrane sur une boîte de gélose BEA</p>  <p>Gélose BEA</p> <p>Considérer toutes les colonies typiques montrant une couleur brune à noire dans le milieu environnant comme donnant une réaction positive et les compter comme <b>entérocoques intestinaux</b></p>	<p><b>Bile esculine acide (BEA)</b></p> <p><b>Incubation des BEA à 44°±0,5°C pendant 2h</b></p>

### 6.3. Technique identification par PCR

L'identification des souches purifiées à partir des effluents d'eau a été faite par une approche moléculaire et une amplification de l'ADN par PCR dans les études de **Kilunga et al., (2016)** et **Paulus et al., (2019)**, cela pour la détection des bactéries indicatrices fécales (*E. coli* et Enterocoques) des souches d'*Enterococcus faecalis* et les Bacteroides spécifiques à l'homme (**Tableau 5**)

Les amplifications PCR ont été effectuées directement sur les colonies prélevées sur milieu sélectif et remises en suspension dans 20 mL d'eau stérile. L'ADN extrait d'*E. coli* ATCC 25922 et d'*Enterococcus faecalis* ATCC 29212 comme contrôle positif. ET DES contrôles négatifs (sans ADN) ont été utilisés.

Les tests PCR pour *E. faecalis* et Bacteroides humain ont été effectués sur l'ADN de colonies sélectionnées ou d'extrait d'échantillons de sédiments provenant des eaux usées.

Selon **Paulus et al., (2019)** les extraits d'ADN ont été conservés à -20 °C avant l'analyse par PCR. Toutes les analyses PCR ont été réalisées au moins deux fois en utilisant des doublons techniques à chaque fois.

**Tableau 5 : Amorces pour la confirmation d'Ecoli, d'Enterococcus, E. faecalis et de Bacteroides spécifiques à l'homme utilisés dans cette étude.**

Amorces	Cible	Taille attendu (pb)	Séquence (5 <sup>0</sup> à 3 <sup>0</sup> )	Recuit T (C)	Références
ECA75F	<i>E.Coli</i> Général	544	GGAAGAAGCTTGCTTCTTTGCTGAC	60	<b>Sabat et al., (2000)</b>
ECA619R			AGCCCGGGGATTTACATCTGACTTA		<b>Morrison et al., (2008)</b>
Ent1	ENT Général	112	TACTGACAAACCATTTCATGATG	55/49	
Ent2			AACTTCGTCACCAACGCGAAC		
ESP-1 (F)	<i>E. faecalis</i>	680	GGT CAC AAA GCC CAA CTT GT	60	<b>Hammerun et Jensen (2002), Scott et al., (2003)</b>
ESP-2 (R)			ACG TCG AAA GTT CGA TTT CC		<b>Bernhard et Field (2006), Ahmed et al., (2007)</b>
HF183/134	Humain HF183	520	ATCATGAGTTCACATGTCCG	59	
Bac708R	Humain HF134	570	ATCARGTCACATGTCCCG		
			CAATCGGAGTTCTTCGTG		

Les conditions opératoires d'amplification par PCR ont été réalisées selon les méthodes publiées (références dans ce tableau avec modification mineure **Thevenon et al., (2012)**,

**Tshibanda et al., (2014)**).

#### 6.4. Analyse des sédiments dans l'étude de Kilunga

En dehors de la technique de filtration qui a été utilisée par **Emmanuel et al., (2009)**, **Kilunga et al., (2016)** et **Harrabia et al., (2018)**.

**Kilunga et al., (2016)** ont analysé des sédiments pour quantifier et confirmer la présence de bactéries indicatrices fécales, selon la technique de **Haller et al., (2009)** et **Pote et al., (2009)**. 100 g de sédiments frais ont été remis en suspension dans 500 mL de Na<sub>6</sub>(PO<sub>3</sub>)<sub>6</sub> à 0,2 % dans des bouteilles en plastique stériles de 1 L et mélangés pendant 30 min à l'aide de l'agitateur rotatif Watson-Marlow 601 (Skan, Suisse). Le mélange a ensuite été centrifugé à 4000 rpm (Sigma 3-16K) pendant 15 min à 15C°. Pour chaque échantillon, des triplicats de surnageant de sédiments dilués en série (100 mL) ont été utilisés.

Les échantillons du surnageant de sédiments étaient ensuite filtrés par une membrane millipore de cellulose de 0,45 µm (47 mm de diamètre ; Millipore, Bedford, MA, USA). Celle-ci est placée sur différents milieux de culture sélectifs complétés par le composé antifongique Nystatin (100 mg mL<sup>-1</sup> de concentration finale) pour tuer ou inhiber la croissance des champignons, en utilisant les conditions d'incubation suivantes :

*E. coli* : Milieu Tryptone Soy Agar (TSA), incubé à 37C° pendant 4 h puis transféré sur milieu Tryptone Bile X-Gluc (TBX) utilisé pour détecter et dénombrer *E.coli*.

Entérocoques : Milieu Slanetz and Bartley Agar (SBA) (pour le dénombrement des enterocoques), incubé à 44C° pendant 48 h puis transféré dans le milieu Bile Esculin Agar (BEA) (isolements sélectifs des *Enterococcus* et *Streptococcus*) à 44C° pendant 4 h.

Les résultats ont été exprimés en unités formant des colonies pour 100 mL d'eau (UFC 100 ml<sup>-1</sup>) ou 100 g de sédiments frais (UFC 100 g<sup>-1</sup>).

La reproductibilité de l'ensemble de la procédure expérimentale a été estimée par une moyenne des résultats des triplicats des échantillons de sédiments sélectionnés.

#### 6.5. Quantification des antibiotiques dans les effluents dans l'étude de Harrabia, Azanu et paulus

Les échantillons d'eau sont filtrés sur fibre de verre 0,7 µm (GF/F, Whatman) afin d'éliminer les matières en suspension, puis un volume de 200 mL des échantillons est prélevé, puis acidifié à pH 4 avec de l'acide orthophosphorique 5 % après ajout de 20 µL Na<sub>2</sub>EDTA 1M. Un pH acide (entre 3 et 4) est optimal pour l'extraction SPE des antibiotiques recherchés à l'aide de cartouches Oasis HLB **Dinh (2012)**. Les cartouches ont été conditionnées avec 6 mL de méthanol suivis de 6 mL d'eau (qualité HPLC). 25 ml d'influent et 50 ml d'effluent filtré ont été chargés sur la cartouche SPE. Après la préconcentration de l'échantillon, les cartouches

ont été rincées avec 6 mL d'eau, puis séchées à l'air pendant environ 5 minutes pour éliminer l'excès d'eau. Les analytes (sont des composés ou des produits chimiques constituant le centre d'intérêt d'une procédure d'analyse chimique, toxicologique ou écotoxicologique) ont été élués de la cartouche avec 6 mL de méthanol. Les extraits ont ensuite été évaporés à sec sous un flux d'azote et reconstitués avec 1 mL de mélange de méthanol et d'eau (50 :50, v/v). Obtenant 10  $\mu$ L d'un mélange standard de 1 ng/mL.

Dans les études d'**Azanu (2018)**, de **Harrabia (2018)** et de **Paulus (2019)**, la détection des antibiotiques dans les efflux d'origine d'eau hospitalier a été faite par une HPLC qui a permis de différencier les différentes molécules d'antibiotiques selon a un gradient de solubilité. Cette technique a été compléter par une spectrométrie de masse.

# **TROISIÈME PARTIE**

---

## **RÉSULTATS ET DISCUSSION**

## 1. Caractérisation des prélèvements :

Dans le cadre de l'étude d'**Emmanuel et al., (2009)** ou 5 échantillons ont été prélevés à l'entrée et à la sortie de la fosse septique recevant les effluents hospitaliers, les résultats du **Tableau 6** montrent que les pH des échantillons fluctuaient entre 7,43 et 7,86, soulignant l'existence d'un environnement légèrement alcalin.

Quand aux résultats de la conductivité électrique, celle-ci varie entre 297 et 324  $\mu\text{m} / \text{cm}$  indiquant la présence de substances minérales à des concentrations modérées. Les valeurs des chlorures varient de 172 à 191 mg / L. Ces concentrations sont supérieures aux valeurs [30-100 mg / L] généralement trouvé dans les eaux usées domestiques selon ce même auteur.

D'autres paramètres telle la DCO et concentration des métaux lourds Pb sont également donnés dans ce tableau.

**Tableau 6 : Résultats de la caractérisation physico-chimique de l'effluent de la fosse septique**  
(Etude d'Emmanuel et al., (2009))

Paramètres	Unité	Moyenne	Minimal	Maximal	N
<b>pH</b>	U	7,67	7,43	7,86	5
<b>Conductivité</b>	$\mu\text{S} / \text{cm}$	313	297	324	5
<b>Chlorures</b>	mg / L	179	172	191	5
<b>TSM</b>	mg / L	24,57	12,80	33,20	5
<b>NO<sub>3</sub></b>	mg / L	3,28	0,89	4,65	5
<b>DCO</b>	mg / L	510	425	618	5
<b>Pb</b>	$\mu\text{g} / \text{L}$	12,5	10	15	5
<b>Ni</b>	$\mu\text{g} / \text{L}$	100	30	180	5
<b>Cr total</b>	$\mu\text{g} / \text{L}$	300	180	440	5

Dans cette étude, les résultats obtenus permettaient d'apprécier la capacité de la fosse septique à retenir certains polluants contenus dans les effluents étudiés. Le **tableau 7** fournit les

premiers résultats sur l'efficacité de la fosse septique à retenir certaines substances et notamment les matières organiques.

**Tableau 7 : Efficacité de la fosse septique.**

Paramètres	Unité	Concentration moyenne à l'entrée de la fosse septique	Concentration moyenne à la sortie du fosse septique	Efficienc%
Conductivité	μS / cm	330	313	5
TSM	mg / L	40,24	24,57	39
Chlorures	mg / L	188	179	5
NON <sub>3</sub>	mg / L	4,03	3,28	17
DCO	mg / L	611	510	17
Pb	μg / L	31,25	12,5	39
Ni	μg / L	128	100	45
Cr total	μg / L	234	300	-

Concernant l'étude de **Kilunga et al., (2016)** ou des prélèvements ont concernés les 3 hôpitaux qui rejettent leurs effluents dans des rivières, les échantillons d'eau étaient prélevés à plusieurs niveaux.

- Des tuyaux de sortie des hôpitaux (hop) h1, h2 et h3.
- Respectivement à 50 m en amont de la rivière avant la décharge du tuyau de sortie.
- Et à 1 et 500 m en aval de la rivière après la décharge du tuyau de sortie.

Les résultats des paramètres physico-chimiques mesurés dans les échantillons d'eau sont reportés dans le **tableau 8**. La température des échantillons d'eau provenant des 3 hôpitaux était comprise entre 23,6 et 26,8°C, alors que dans les rivières ou sont rejetés ces effluents, la température de l'eau variait entre 23,4 et 29,4°C. Les valeurs du pH de l'eau variaient de 6,2 à 7,9 et de 6,8 à 7,7 pour les échantillons d'eau provenant des hôpitaux et des rivières, respectivement.

Les valeurs de la conductivité électrique (CE) variaient selon les sites d'échantillonnage et la période, allant de 561 à 680 et de 453 à 916 μS cm<sup>-1</sup> pour les échantillons d'eau provenant des hôpitaux et des rivières, respectivement. La même tendance (que la CE) a été observée pour l'oxygène dissous avec les valeurs comprises entre 0,09 et 4,20 et 0,11 et 3,79 mg L<sup>-1</sup> pour les échantillons d'eau des hôpitaux et des rivières, respectivement.



**Tableau 8 : Paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau**  
(Etude de Kilunga *et al.*, (2016))

Conception de l'hôpital	Échantillons	Température (C°)	pH	EC (mScm <sup>-1</sup> )	O <sub>2</sub> (mgL <sup>-1</sup> )
<b>Hôpital H1</b>	WHK1a	[26.4 -29.4]	[7.01 -7.4]	[543 - 586]	[0.16 - 3.4]
	WHK2a				
	WHK3a				
	WHK1b				
	WHK2b				
	WHK3b				
<b>Hôpital H2</b>	WHM1a	[24.2 -25.7]	[6.2 -7.39]	[648 - 689]	[0.11 - 4.2]
	WHM2a				
	WHM3a				
	WHM1b				
	WHM2b				
	WHM3b				
<b>Hôpital H3</b>	WHB1a	[23.4-25.9]	[6.7 -7.88]	[453 - 916]	[0.09 - 0.12]
	WHB2a				
	WHB3a				
	WHB1b				
	WHB2b				
	WHB3b				

a Juin/juillet 2014., b Juin/juillet 2015.

Hôpital H1 : WHK1 : échantillons d'eau provenant de HOP ; WHK2 : HOP amont ; WHK3 : HOP aval.

Hôpital H2 : WHM1 : échantillons d'eau provenant de HOP ; WHM2 : HOP en amont ; WHM3 : HOP en aval.

Hôpital H3 : WHB1 : échantillons d'eau provenant de HOP ; WHB2 : HOP amont ; WHB3 : HOP aval.

Concernant les 3 autres auteurs **Azanu *et al.*, (2018)**, **Harrabia *et al.*, (2018)** et **Paulus *et al.*, (2019)**, la caractérisation physico chimique de prélèvement n'a pas été réalisée.

Dans plusieurs études menées telles, **Ike et al., (2017)** au Nigéria montrent que les valeurs des paramètres physicochimiques mesurés sont élevées dans les échantillons des effluents hospitaliers, et sont toutes au-dessus des normes réglementaires stipulées dans le rejet des eaux usées dans l'environnement.

Les pH des effluents hospitaliers dans toutes études oscillaient entre 6 et 9 avec une moyenne de 7,14, résultats qui restent conformes à ceux retrouvés par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (6,5-8,5) et ceux obtenus dans les études de **Andrianirina et al., (2020)** et **Todedji et al., (2020)**.

La température constitue un facteur important dans l'environnement aquatique (**Chapman et al., 1996 ; Derwich et al., 2010**). Elle conditionne la vie des organismes animaux et végétaux aquatiques comme les algues (**Akatumbila, 2011**). La température est un paramètre important car elle agit sur les propriétés physico-chimiques et les diverses réactions biologiques dans l'eau (**Aubry, 2008**).

D'après l'étude de **kilunga et al., (2016)**, la température des échantillons d'eau provenant des 3 hôpitaux était comprise entre 23,6 et 26,8°C, alors que dans les rivières, la température de l'eau variait entre 23,4 et 29,4°C. Tandis que **Emmanuel et al., (2009)** ils n'ont pas basé sur les valeurs de température.

La température des échantillons d'eaux usées d'origine hospitalières dans l'étude de **Emmanuel et al., (2001)** était comprise entre 10 et 13°C avec une moyenne de 12°C.

L'étude de **Azami Idrissi et al., (2015)** indiquait que la température des eaux usées brutes de la ville d'Azilal est comprise entre 14,3 °C et 22,7°C avec une moyenne de 15, 75°C.

**Todedji et al., (2020)** montraient que la température varie de 18,6 °C à 30,2 °C avec une moyenne de 24,52 °C, ce qui est conforme à la norme internationale établie par l'OMS (2009) qui fixait la température maximale à 30 °C. La température trouvée par **Sadek et al., (2012)** dans les effluents du centre hospitalier provincial de Sidi Kacen était de 19,8 °C, celle trouvée par **Tahiri et al., (2009)** était de 17,11 °C. L'étude menée par **Bouزيد et al., (2013)** à l'hôpital Mohamed V de Meknès au Maroc a rapporté une température comprise entre 19,4 °C et 20,4 °C.

**Andrianirina et al., (2020)** montraient que la température des eaux usées (EU) et des eaux cressonnières (EC) varie de 22,7°C à 23,8°C avec une moyenne de 23,3°C ± 1,65°. La faible variation de la température de l'eau serait due également à la lenteur et vitesse d'écoulement qui est de 2,4 cm/s (**Akatumbila, 2011**).

**Azami Idrissi et al., (2015)** montraient que la conductivité électrique est probablement l'une des plus simples et des plus importantes pour le contrôle de la qualité des eaux usées. Elle traduit le degré de minéralisation globale, elle nous renseigne sur le taux de salinité.

**Andrianirina et al., (2020)** montraient également que la conductivité électrique des eaux usées varie légèrement en fonction du temps et de l'espace. La valeur moyenne de la conductivité électrique des eaux usées est de 346,17  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

## 2. Résultats du dénombrement

Selon **Emmanuel et al., (2009)**, les informations disponibles dans la littérature mettent en évidence la très faible concentration de la flore bactérienne présent dans l'effluents. Dans son étude, la valeur maximale obtenue pour les flores bactériennes était de  $119 \times 10^4 \text{NPP} / 100 \text{ mL}$ . Ce nombre est inférieur au  $1 \times 10^8 \text{NPP} / 100 \text{ mL}$  généralement trouvée dans les eaux usées urbaines, et supérieur à la flore bactérienne  $2,4 \times 10^3 \text{NPP} / 100 \text{ mL}$  dénombrée dans les effluents hospitaliers par **Emmanuel et al., (2005)**. La faible concentration de bactéries fécales et l'écotoxicité des effluents hospitaliers ont été attribuées par certains auteurs à la présence de médicaments et de désinfectants.

**Tableau 9 : Résultats de la caractérisation bactériologique de l'effluent de la fosse septique.**

(Etude de Emmanuel et al., (2009))

Paramètres	Unité	Moyenne	Minimal	Maximal	N	Limite de détection
Fécal c	NPP / 100 mL	$7,5 \times 10^4$	$2 \times 10^5$	$119 \times 10^4$	5	-

Selon **Kilunga et al., (2016)**, la concentration de bactéries indicatrices fécales (BIF), y compris *E. coli* et *Enterococcus*, a été déterminée dans les effluents hospitaliers et les rivières. Les résultats sont présentés dans le **tableau 10** et la **figure 3**. En général, les niveaux de bactéries indicatrices fécales dans les effluents de l'hôpital et dans les rivières variaient de manière significative en fonction du type d'effluents hospitaliers et de la période d'échantillonnage ( $P < 0,05$ ). Les niveaux d'*E.coli* variaient entre  $1,8 \times 10^5$  et  $4,2 \times 10^5$ ,  $1,6 \times 10^5$  et  $1,6 \times 10^6$  et  $2,5 \times 10^5$  et  $5,9 \times 10^5$  UFC  $100 \text{ mL}^{-1}$  pour les eaux effluentes de H1, H2 et H3, respectivement. L'*Enterococcus* a présenté la même tendance avec des valeurs comprises entre

$0,8 \times 10^4$  et  $2,3 \times 10^4$ ,  $3,8 \times 10^4$  et  $1,1 \times 10^5$  et  $1,6 \times 10^4$  et  $4,1 \times 10^4$  CFU 100 mL<sup>-1</sup> pour H1, H2 et H3, respectivement.

Comme on l'a observé dans les eaux résiduaires des hôpitaux, les niveaux de bactéries indicatrices fécales dans les rivières variaient en fonction du système de réception de la rivière, du site d'échantillonnage et de la nature de l'eau.

Les caractéristiques des sédiments, notamment la teneur en matière organique, la granulométrie médiane des particules, et les valeurs de bactéries fécales indicatrices, sont rapportées dans le **tableau 11**. La teneur en matière organique des sédiments n'a pas varié considérablement avec la période d'échantillonnage et les sites. Pour les échantillons de sédiments provenant des hôpitaux, la teneur en matière organique variait de 18,2 à 18,4% pour H1, était de 14,6% pour H2 et variait de 16,9 à 17,4% pour H3. Semblable aux résultats des bactéries indicatrices fécales des eaux d'effluents des hôpitaux et des rivières, la concentration de bactéries indicatrices fécales dans les sédiments des hôpitaux et des rivières a significativement varié en fonction du type d'effluent hospitalier, le site de la rivière et la période (année 2014 ou 2015). En général, les sédiments des rivières présentent des valeurs de bactéries indicatrices fécales plus élevées que celles trouvées dans les rivières. Valeurs de bactéries indicatrices fécales que celles trouvées dans les sédiments. Les niveaux d'*E. coli* sont compris entre  $1,6 \times 10^6$  et  $2,7 \times 10^6$ ,  $3,6 \times 10^6$  à  $5,8 \times 10^6$  et  $9,8 \times 10^6$  à  $1,2 \times 10^7$  CFU 100 g<sup>-1</sup> pour les échantillons de sédiments provenant des hôpitaux de H1, H2 et H3, respectivement. Les *Enterococcus* présentent des valeurs comprises entre  $1,2 \times 10^6$  et  $3,7 \times 10^6$ ,  $8,5 \times 10^6$  et  $9,4 \times 10^6$  et  $6,4 \times 10^6$  et  $6,8 \times 10^6$  CFU 100 g<sup>-1</sup> pour les échantillons de sédiments provenant des hôpitaux de H1, H2 et H3, respectivement. Pour les échantillons de sédiments provenant des rivières, les valeurs maximales pour les *E. coli* et les *Enterococcus*, respectivement, sont les suivantes : pour R1,  $6,4 \times 10^6$  et  $3,6 \times 10^6$  UFC 100g<sup>-1</sup> ; pour R2,  $3,6 \times 10^6$  et  $8,8 \times 10^7$  UFC 100 g<sup>-1</sup> et pour R3,  $1,6 \times 10^7$  et  $3,1 \times 10^6$  UFC 100 g<sup>-1</sup>.

**Tableau 10 : Concentration des bactéries indicatrices fécales dans les échantillons d'eau  
(Etude de Kilunga et al., (2016).**

	Echantillons	Position	E. coli UFC $\times 10^5$ 100 mL <sup>-1</sup>	ENT UFC $\times 10^4$ 100 mL <sup>-1</sup>
Hôpitaux H1, H2 et H3	WHK1	H1 en 2014	[1.80 - 4.20]	[0.80 - 2.30]
	WHK1	H1 en 2015	[1.90 - 2.40]	[1.20 - 1.70]
	WHM1	H2 en 2014	[2.30 - 16.10]	[4.30 - 10.90]
	WHM1	H2 en 2015	[1.60 - 14.20]	[3.80 - 9.50]
	WHB1	H3 en 2014	[3.10 - 5.10]	[2.10 - 3.10]
	WHB1	H3 en 2015	[2.50 - 5.90]	[1.60 - 4.10]
Rivière	WHK2	50 m avant H1	[2.40 - 37.00]	[1.60 - 47.00]
	WHK3	1 m après H1	[1.10 - 36.00]	[2.80 - 7.80]
	WHK4	500 m après H1	[0.22 - 3.50]	[43.00 - 92.00]
	WHM2	500m avant H2	[0.17 - 1.40]	[3.70 - 85.00]
	WHM3	1 m après H2	[0.72 - 5.50]	[3.20 - 87.00]
	WHM4	500 m avant H2	[0.48 - 1.80]	[5.20 - 58.00]
	WHB2	200 m avant H3	[0.13 - 7.80]	[4.60 - 6.10]
	WHB3	2 m après H3	[0.20 - 1.60]	[1.80 - 34.00]
	WHB4	500 m après H3	[0.60 - 9.40]	[6.70 - 69.00]

Hôpital H1 : WHK1 : échantillons d'eau provenant de HOP ; WHK2 : HOP amont ; WHK3 : HOP aval.

Hôpital H2 : WHM1 : échantillons d'eau provenant de HOP ; WHM2 : HOP en amont ; WHM3 : HOP en aval.

Hôpital H3 : WHB1 : échantillons d'eau provenant de HOP ; WHB2 : HOP amont ; WHB3 : HOP aval.

**Tableau 11 : Matière organique, granulométrie des sédiments et concentration en bactéries indicatrices fécales dans les échantillons des sédiments (Etude de Kilunga et *al.*, (2016)).**

	Echantillons	Position	E. coli (UFC× 10 <sup>6</sup> 100 g <sup>-1</sup> )	ENT (UFC× 10 <sup>6</sup> 100 g <sup>-1</sup> )
Hopitaux :H1,H2 et H3	SHK1	H1 en 2014	1.6 ± 0.4	3.7 ± 1.4
	SHK1	H1 en 2015	2.7 ± 1.2	1.2 ± 0.8
	SHM1	H2 en 2014	3.6 ± 0.6	9.4 ± 2.0
	SHM1	H2 en 2015	5.8 ± 1.2	8.5 ± 3.6
	SHB1	H3 en 2014	9.8 ± 2.3	6.4 ± 1.7
	SHB1	H3 en 2015	12.4 ± 3.6	6.8 ± 2.2
Rivière	SHK2	50 m avant H1	2.7	2.3
	SHK3	1 m après H1	6.4	3.6
	SHK4	500 m après H1	3.2	2.7
	SHM2	500 m avant H2	3.6	88.0
	SHM3	1 m après H2	2.6	52.0
	SHM4	500 m après H2	0.9	7.3
	SHB2	200 m avant H3	16.0	1.3
	SHB3	2 m après H3	7.1	0.8
	SHB4	500 m après H3	1.6	3.1

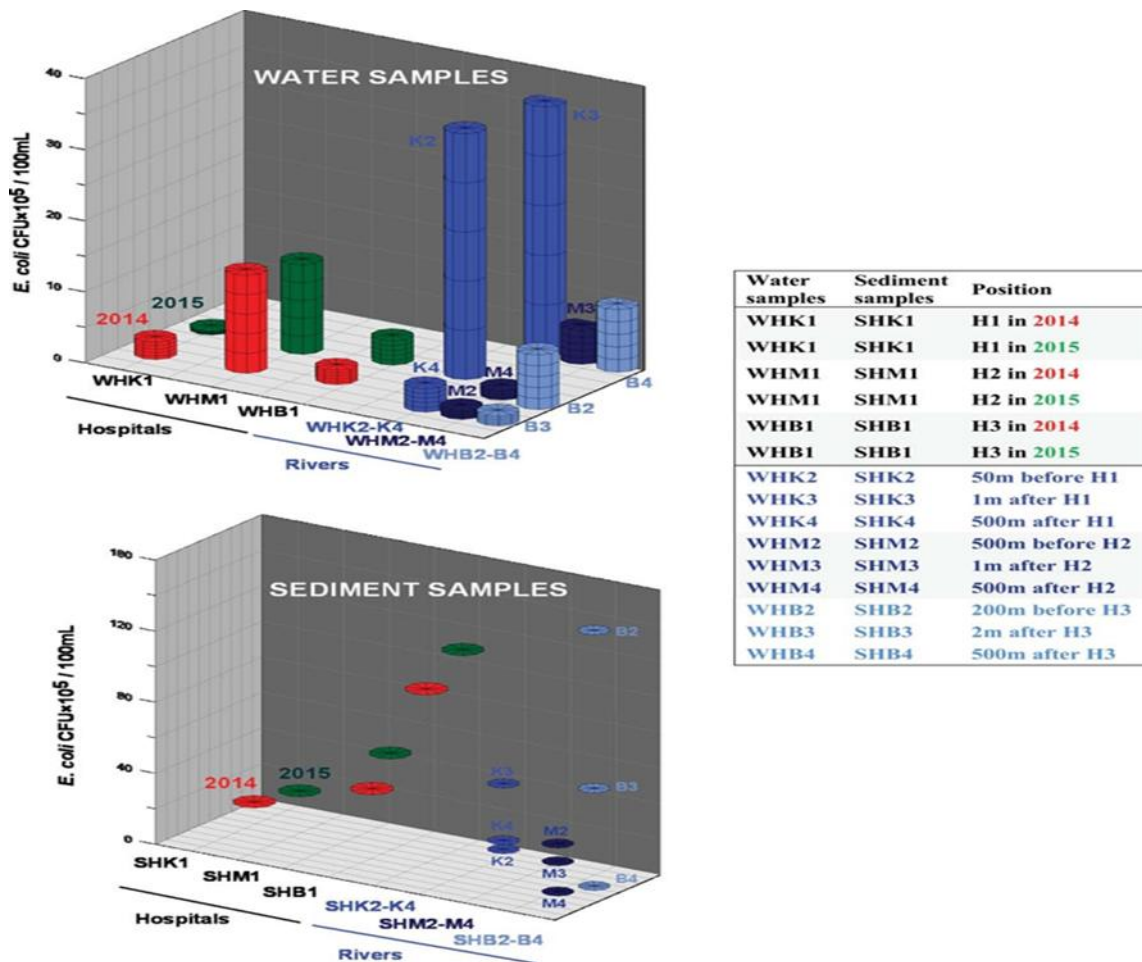


Figure 2 : (En haut) Distribution du FIB dans les échantillons d'eau des HOP (en 2014 et 2015) et de leurs rivières réceptrices (en amont et en aval), et (en bas) dans les sédiments des rivières

Les effluents hospitaliers recèlent potentiellement de fortes concentrations et une grande diversité d'espèces microbiennes, virales ou parasitaires provenant de la flore digestive des patients ou de leur environnement. La caractérisation bactériologique des effluents hospitaliers inclue la détection des indicateurs classiques de contaminations fécales et des pathogènes. Les coliformes fécaux thermotolérants sont typiquement analysés par la recherche des *E. coli* puisqu'ils représentent 80-90% des coliformes thermotolérants (Carraro et al., 2016). Diverses études rapportent que les effluents hospitaliers présentent des concentrations bactériennes plus faibles (aux alentours de  $10^8/100$  mL) que les effluents urbains.

Effectivement, la consommation par lit et par jour varie de 400 à 1200 litres, alors que la consommation domestique représente 150 à 200 litres par habitant et par jour. Ces volumes plus importants à l'hôpital, entraînent une dilution des effluents hospitaliers et permettent d'expliquer également les plus faibles concentrations en microorganismes comparés aux effluents urbains (Jehannin, 1999).

D'autres données donnent une concentration en germes témoins de  $10^7$  à  $10^9$  germes par litre dans les effluents hospitaliers (**Darsy et al., 2002**).

Pour les coliformes totaux dans les effluents hospitaliers ces valeurs se situent autour de  $1 \cdot 10^8$  UFC/L alors que le taux de coliformes dans les eaux usées au niveau d'une station d'épuration est de  $2,6 \cdot 10^7$  UFC/L (**Boillot et al., 2008**).

Cette faible proportion de bactéries dans certains effluents hospitaliers serait due à la présence de désinfectants et/ou antibiotiques à forte concentration. A l'inverse, la concentration en microorganismes pathogènes comme *Pseudomonas spp*, *Staphylococcus aureus* ou en microorganismes antibiorésistants peut être de 2 à 10 fois plus importantes que dans les effluents urbains (**Boillot et al., 2008**).

**Chitnis et al** ont détecté en 2013 dans les effluents hospitaliers la présence de bactéries pathogènes comme *Salmonella*, *Shigella* et des *Enterobacteriaceae* multirésistants (**Chitnis et al., 2013**).

En effet, les médicaments atteignent généralement les effluents hospitaliers par deux voies ; la première est à travers les urines, les fèces et les divers liquides biologiques (sueur, salive, vomissures ...) des patients ; la seconde concerne l'élimination des médicaments non utilisés ou périmés à travers les vidoirs et les éviers (**Emmanuel, 2004**).

Quant à l'hôpital, l'élimination de l'ensemble des produits pharmaceutiques périmés est normalement bien surveillée et doit se faire hors du réseau d'assainissement (**Ameziane, 2009**).

En outre, la présence des produits d'entretien notamment les produits chlorés, dont le plus courant est l'eau de javel, et d'autres produits toxiques tels que les produits désinfectants et antiseptiques qui relèvent des activités de soin, en forte concentration dans les rejets d'un hôpital serait à l'origine de l'atténuation de la concentration de la flore bactérienne. [(**Leprat, 1998**) ; (**Metcal et Eddy, 1991**)] rapportent des concentrations de  $2 \cdot 10^4$  et  $2 \cdot 10^7$  UFC/L de coliformes fécaux dans les effluents d'un hôpital d'une grande ville du Sud-Est de la France, alors que la concentration moyenne est de  $10^9$  UFC/L dans les effluents urbains. **Lopez et al., (2009)** donnent des valeurs pour les coliformes totaux de  $10^7$  à  $3 \cdot 10^9$  UFC/L dans les effluents hospitaliers et des valeurs de  $10^{11}$  à  $10^{13}$  UFC/L dans les effluents urbains. **Jehannin (1999)** indique que les eaux usées hospitalières ne seraient pas davantage polluées bactériologiquement que les eaux usées urbaines, exception faite pour *Pseudomonas aeruginosa* (concentrations plus de 10 fois supérieures) et les Staphylocoques pathogènes. D'autres auteurs montrent que 95% des échantillons d'eaux usées hospitalières sont positifs pour *P. aeruginosa* alors que 70% sont positifs dans les eaux usées urbaines. En utilisant des



entérocoques, des staphylocoques, des Enterobactériaceae et des bactéries hétérotrophes en tant qu'indicateurs de présence des bactéries multirésistantes dans les biofilms formés dans le réseau d'assainissement hospitalier, **Schwartz et al., (2003)** ont relevé une importante présence de germes multirésistants aux antibiotiques. Les effluents hospitaliers, même s'ils ne présentent pas des concentrations élevées en germes, peuvent contenir des germes plus résistants rendant les traitements antibiotiques inefficaces. Certains germes hospitaliers peuvent se retrouver en concentration plus forte dans un effluent d'hôpital. Le danger que représentent alors ces germes spécifiques est à relier avec leur caractère éventuellement antibiorésistant.

### 3. Résultats de quantification dans l'étude Azanu, Harrabia et Paulus

#### 3.1. Résultat de quantification dans l'étude d'Azanu

##### 3.1.1. Antibiotiques dans les eaux usées des hôpitaux

Selon **Azanu et al., (2018)**, les concentrations d'antibiotiques dans les échantillons hospitaliers (**Tableau 12**) étaient significativement plus élevées que dans les autres plans d'eau (c-à-d les rivières et l'eau d'irrigation). La comparaison des eaux usées des deux hôpitaux étudiés a révélé des concentrations d'antibiotiques significativement plus élevées.

En général, les antibiotiques présentant les concentrations les plus élevées étaient : la ciprofloxacine (11,352 à 15,733 ng/L) et l'érythromycine (7944 à 10,613 ng/L). Les antibiotiques trouvés dans les concentrations les plus faibles étaient les tétracyclines.

L'ensemble des substances utilisées vont être éliminées dans les effluents hospitaliers où elles sont alors retrouvées à des concentrations de l'ordre du ng/L ou du microgramme/L.

C'est le cas de nombreux antibiotiques, agents cytotatiques, anesthésiques, désinfectants, mais aussi métaux lourds (platine et mercure), (**Kümmerer, 2001**). Parmi les médicaments, les scientifiques et les chercheurs portent une attention particulière aux antibiotiques et antinéoplasiques. La première raison de cette attention est la volonté de réduire la diffusion dans l'environnement de grandes quantités d'antibactériens pouvant contribuer aux développements de bactéries multi-résistantes (**Novo et Manaia, 2010**), la seconde raison est que la présence de certains antibiotiques comme les fluoroquinolones, confère aux effluents hospitaliers des propriétés de mutagénèse et de toxicité envers les bactéries (**Ferk et al., 2009**) (**Hartmann, 1998**).

Les fluoroquinolones, les bêtalactamines, les macrolides, les sulfamides et les lincosamides sont parmi ceux les plus identifiés dans les effluents hospitaliers.

Leur présence a été rapportée en Europe, Amérique du Nord et Asie. Ciprofloxacine, ofloxacine et norfloxacines ont été détectées à des concentrations de 38 à 44 µg/mL. La détection des bêtalactamines dans les effluents hospitaliers distingue généralement les pénicillines et les céphalosporines. Malgré la forte consommation de bêtalactamines dans le monde, leur fréquence de détection dans les effluents hospitaliers est relativement faible. Leur dégradation rapide dans les effluents en est probablement la raison.

Au niveau des effluents hospitaliers, la ciprofloxacine, par exemple, a été mesurée à des concentrations de 0,7 à 124,5 µg/L, ainsi que l'ampicilline à des concentrations de 20 à 80 µg/L dans les effluents d'un grand hôpital allemand. La ciprofloxacine a également été retrouvée dans des effluents hospitaliers en association avec la norfloxacine et l'ofloxacine. Des molécules comme la clarithromycine, la gentamicine, l'amikacine, la tétracycline ou le sulfaméthoxazole ont aussi été détectés dans des effluents hospitaliers.

### 3.1.2. Présence d'antibiotiques dans les rivières

Le sulfaméthoxazole (2861 ng / L) a enregistré la concentration la plus élevée dans les échantillons de rivière analysés (**Tableau 12**), suivi de Ciprofloxacine et Erythromycine. La concentration d'amoxicilline dans les échantillons fluviaux était la moins représentée, la concentration maximale étant de 2,7 ng / L (**Tableau 12**). Les concentrations d'antibiotiques enregistrées dans les échantillons en amont prélevés avant l'entrée de l'effluent des bassins de stabilisations, étaient plus faibles que les concentrations dans les échantillons du milieu et en aval.

### 3.1.3. Présence d'antibiotiques dans l'eau d'irrigation

En général, les concentrations d'antibiotiques dans l'eau utilisée pour l'irrigation des légumes étaient inférieures à l'eau collectée dans la rivière, allant de <LOD à 146 ng / L (ciprofloxacine) (**Tableau 12**). Il est à noter, que les différences entre les concentrations d'antibiotiques dans l'eau d'irrigation et la source d'eau de la rivière était statistiquement significatives pour la tétracycline ( $p = 0.04$ ) et le céfuroxime ( $p = 0,01$ ) mais pas significatives pour ciprofloxacine, métronidazole, érythromycine, triméthoprim, oxytétracycline, chlorotétracycline, doxycycline, amoxicilline, ampicilline et sulfaméthoxazole.

**Tableau 12 : Concentrations d'antibiotiques (ng / L) dans diverses sources d'eau étudiées à Kumasi. Où N est le nombre d'échantillons composites collectés.**

Antibiotiques	Hôpitaux	Rivières	Irrigation l'eau
	N = 6	N = 39	N = 18
CIP	11 352-15 733	25-1168	47-146
ERY	7944-10 613	7,0-1149	6,7-136
GARNITURE	94-4826	17-820	19-98
TC	58-116	11-30	11-16
OTC	75-252	3.0-26	2.2 <sup>une</sup> -9.2
CTC	16-24	5,3 <sup>une</sup> -44	4.3 <sup>une</sup> -14
DC	24-120	8.3-68	9.4-25
AMX	2,0-6,0	nd-2,7	nd-1,3 <sup>une</sup>
AMP	107-324	21-184	30-74
CEF	1052-1557	32-868	21-65
SUL	2315-3590	13-2861	11-56

LOD ≤ une ≤ LOQ, nd signifie non détecter.

### 3.2. Résultats de quantification dans l'étude de Harrabia

Selon **Harrabia et al., (2018)**, treize composés antimicrobiens, sur les cinquante-six analysés, ont été détectés dans les échantillons d'eaux usées brutes collectés au cours des trois campagnes d'échantillonnage (**Figure 4**). Les fluoroquinolones, un groupe d'antibiotiques utilisés pour traiter un grand nombre d'infections humaines le plus abondant dans l'effluent de la station d'épuration (STEP), atteignant la concentration la plus élevée pour l'enrofloxacin (400,20 ng/L), suivie par la ciprofloxacine (330,33 ng/L) et l'ofloxacine (175 ng/L). Les fluoroquinolones ont également été trouvées à des concentrations très élevées dans une étude précédente portant sur la même antibiotiques cibles dans les eaux usées domestiques brutes en Espagne : des niveaux plus élevés ont été de la ciprofloxacine (639 ng/L) et de l'ofloxacine (529

ng/L) en Espagne tandis que l'enrofloxacin n'a même pas été détectée. Les niveaux élevés d'enrofloxacin (un antibiotique vétérinaire) observés dans la station d'épuration de Sfax pourraient être attribués à l'absence d'un système de contrôle de la qualité. L'enrofloxacin peut être attribué à la présence de certaines pratiques vétérinaires et d'une industrie pharmaceutique. Cabinets vétérinaires et d'une industrie pharmaceutique rejetant leurs effluents dans la station d'épuration urbaine. Une concentration similaire a été détectée pour l'enrofloxacin dans les stations d'épuration des États-Unis (270 ng/L) jusqu'à 100 µg/L pour la ciprofloxacine et 10 µg/L pour l'ofloxacine ont même été détectées dans le monde entier. Malgré la forte consommation d'antibiotiques de type pénicilline, ni la pénicilline G et V ni l'amoxicilline n'ont été détectées dans les eaux usées brutes, probablement en raison de leur instabilité chimique ; elles sont facilement transformées par hydrolyse. En revanche, l'ampicilline a été trouvée à des valeurs allant jusqu'à 75,40 ng/L, bien que beaucoup plus faibles que celles trouvées par d'autres auteurs, par exemple pour l'ampicilline, ont détecté de l'ampicilline jusqu'à 1805 ng/L dans les eaux usées influentes d'une usine centrale de traitement des eaux usées.

Les niveaux de sulfapyridine et de sulfaméthoxazole étaient également élevés dans toutes les campagnes d'échantillonnage, jusqu'à 365,50 et 126,70 ng/L, respectivement, mais inférieures aux niveaux trouvés dans d'autres pays tels que la Corée et la République Tchèque où la sulfapyridine a été trouvée dans l'influent de la station d'épuration (STEP) jusqu'à 921 ng/L et 660 ng/L, respectivement. Le sulfaméthoxazole a été trouvé à des niveaux élevés dans plusieurs STEP en Chine jusqu'à 959,13 ng/L et en Espagne, jusqu'à 417,4 ng/L.

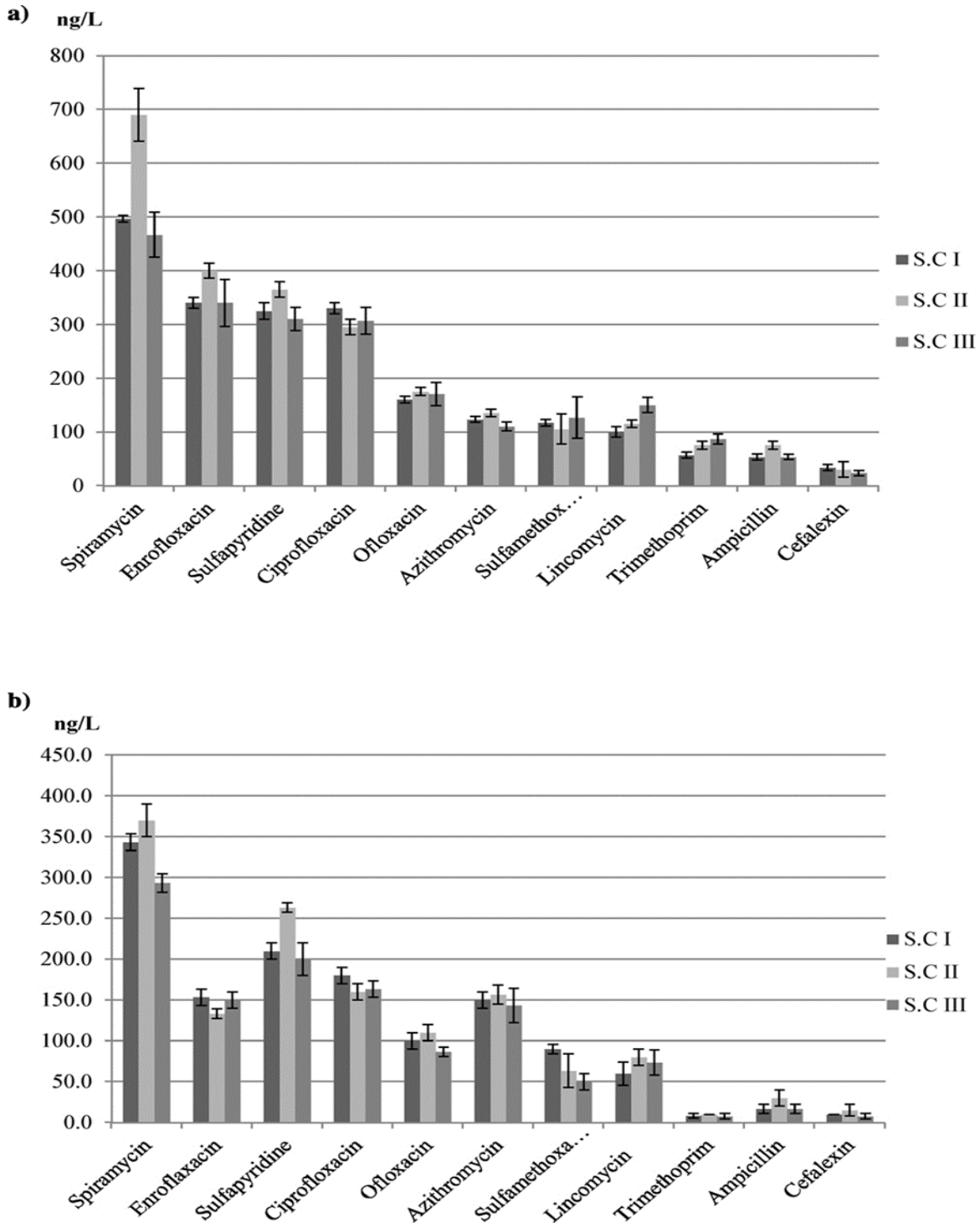
En revanche, le triméthoprime, couramment utilisé en association avec le sulfaméthoxazole, a été trouvé à une concentration plus faible, comprise entre 56,60 et 86,67 ng/L.

La tétracycline et le métronidazole ont été détectés à quelques occasions pendant la campagne d'échantillonnage, mais toujours en dessous de la limite de quantification (LQM), probablement en raison de leur faible consommation en Tunisie.

En revanche, une concentration plus élevée d'antibiotiques appartenant au groupe des macrolides, comme la spiramycine et l'azithromycine, ont été détectées tous les jours d'échantillonnage, jusqu'à 690,50 ng/L et 135,45 ng/L, respectivement. En ce qui concerne le groupe des lincosamides, l'antibiotique lincomycine a été détecté dans tous les échantillons d'influent entre 100,33 et 150,08 ng/L, valeurs plus élevées que celles trouvées en Grèce, jusqu'à 66,7 ng/L, mais beaucoup plus faibles que celles rapportées en Australie, jusqu'à 500 ng/L).

Enfin, la céfalexine était la seule céphalosporine détectée, allant de 23,30 ng/L à 33,33 ng/L. Ces concentrations étaient plus élevées que celles trouvées à Taiwan (jusqu'à 4,36

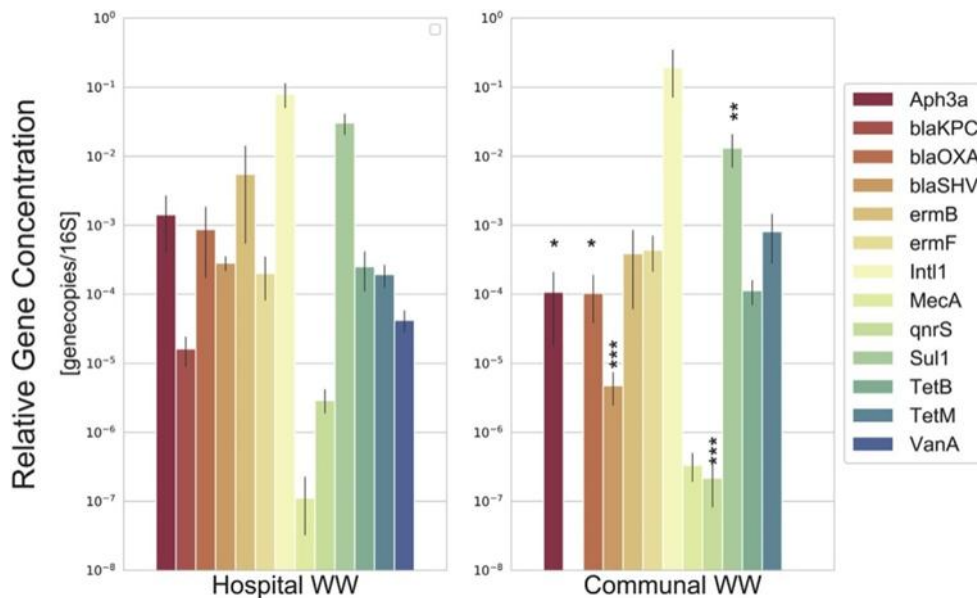
ng/L). Cependant, les valeurs de céfalexine rapportées dans cinq stations d'épurations en Australie étaient bien plus élevées.



**Figure 3 : Concentration d'antibiotiques (ng/L) dans l'influent (a) et l'effluent (b) de la station d'épuration pendant les trois campagnes d'échantillonnage (S.C I, S.C II et S.C III).**

### 3.3. Résultats de quantification dans l'étude de Paulus

Selon **Paulus et al., (2019)**, les échantillons des eaux usées hospitalières (EUH) ont montré des concentrations relatives de gène antibiorésistant (ARG) 0,4 à 1,8 fois plus élevées que les échantillons des eaux usées communales (EUC) (**Figure 5**). Aucun ARG n'a été observé en concentration significativement plus élevée dans les échantillons de EUC. De même, les concentrations absolues d'ARG (c'est-à-dire les concentrations d'ARG par ml d'échantillon) qui différaient de manière significative entre les échantillons EUH et EUC ont montré une augmentation de 0,8 à 2,3 fois dans les échantillons EUH. La pollution ARG plus élevée des EUH suggère des incidences plus élevées de la résistance aux antibiotiques (RA) et peut potentiellement suggérer des bactéries multirésistantes, comme cela a été constaté précédemment dans plusieurs études ou une plus grande proportion d'organismes résistants par rapport aux EUC.



**Figure 4 :** Concentrations relatives de gènes dans les échantillons d'eaux usées hospitalières et communales ; valeurs moyennes  $\pm$  std des quatre échantillons d'eaux usées hospitalières ou communales combinés ;

= concentrations d'ARG significativement ( $p \leq 0,05$ ) plus faibles dans le CWW, \*\* = concentrations d'ARG significativement ( $p \leq 0,01$ ) plus faibles dans le CWW = concentration d'ARG significativement ( $p \leq 0,01$ ) plus faibles dans le CWW.

Selon **Paulus et al., (2019)** la ciprofloxacine (2706 ng/L - H1, 3752 ng/L - H2) et le sulfaméthoxazole (367 ng/L - H1, 269 ng/L - H2) ont été détectés à des niveaux de concentration supérieurs à ceux des échantillons des eaux usées communales.

Le métronidazole, dont la fréquence de détection était de 92 % dans tous les échantillons, a atteint des concentrations aussi élevées soit 4 ng/L (H1) et 7500 ng/L (H2). Alors que les concentrations d'antibiotiques dans les eaux de ruissellement peuvent varier considérablement, des concentrations dans les mêmes dimensions ont été enregistrées précédemment, la ciprofloxacine, le sulfaméthoxazole et le métronidazole étant fréquemment détectés.

Certains antibiotiques n'ont pu être détectés que dans les eaux usées (Fluconazole, Sulfaclozine, Triméthoprime) ou ont été détectés dans les eaux usées hospitalières avec une concentration disproportionnellement plus élevée que dans les eaux usées communales (Sulfaméthoxazole, Ciprofloxacine ; tous deux détectés à des concentrations plus de 2 fois supérieures dans les eaux usées). L'ampicilline et l'amoxicilline, en revanche, n'ont été détectées que dans les eaux usées communales.

## **CONCLUSION**

---



Il ressort de cette synthèse bibliographique que les effluents hospitaliers sans prétraitement rejetés et qui rejoignent les rivières urbaines pourraient constituer une source importante des bactéries indicatrices fécales (BIF) et constituer une source de dissémination de grandes quantités de bactéries potentiellement pathogènes.

Il ressort également que la présence de valeurs de BIF plus élevées dans les échantillons d'eau peut être due également aux décharges non contrôlées et aux rejets d'effluents non réglementés.

Une telle contamination bactérienne menace également la biodiversité et les fonctions écologiques de différents environnements vitaux pour le bien-être et les moyens de subsistance humains.

Les effluents hospitaliers pourraient être doublement impliqués en véhiculant antibiotiques et bactéries multirésistantes. Les concentrations en antibiotiques mesurées sont inquiétantes et la mesure du risque potentiel s'est avérée essentiellement pour la ciprofloxacine, Ofloxacine, érythromycine et le sulfaméthoxazole qui se sont avérés être des composés potentiellement préoccupants dans les rejets d'eaux hospitaliers et ils nécessitent une gestion.

Néanmoins, le traitement des effluents hospitaliers ne résoudra pas seul le problème de l'apparition et de la diffusion de l'antibiorésistance et ne peut constituer qu'une aide qui s'ajoute à la mesure essentielle qui est la maîtrise de la consommation d'antibiotiques. Une vigilance accrue sur le bon usage des antibiotiques en médecine humaine est donc nécessaire.

L'approche développée dans cette étude permet de mieux comprendre la pollution microbiologique des effluents d'eaux hospitalières dans les villes des pays en développement qui manquent d'installations de stations d'épuration d'eau au sein des hôpitaux et de systèmes d'assainissement. La mise en place de station de traitement par les autorités est primordiale afin réduire le risque sanitaire de ces effluents hospitaliers

# **RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

---

1. **Ahmed W., Stewart J., Gardner T., Powell D., Brooks P., Sullivan D., Tindale N. (2007).** Sourcing faecal pollution : A combination of library dependent and library-independent methods to identify human faecal pollution in non-sewered catchments. *Water Research*, Vol.41(16), pp. 3771–3779.
2. **Akatumbila L. (2011).** Caractérisation biologique de la qualité de l'eau par l'étude de la flore algale des rivières Nsele et Gombe à Kinshasa. Mém de Diplôme d'Etudes.
3. **Akoua Koffi C., Guessennd N., Gbonon V., Faye Ketté H., Dosso M., (2004).** Methicillin resistance of Staphylococcus in Abidjan 1998-2001. A new problem. *Medecine et maladies infectieuses*, Vol.34(3), pp.132-136.
4. **Al Aukidy M., Al Chalabi S., Verlicchi P. (2018).** Traitements des eaux usées hospitalières adoptés en Asie, en Afrique et en Australie. Hospital Wastewaters - Characteristics, Management, *Treatment and Environmental Risks*, Vol. 60, pp.171–188.
5. **Al Aukidy M., Verlicchi P., Voulvoulis N. (2014).** A framework for the assessment of the environmental risk posed by pharmaceuticals originating from hospital effluents. *Sci. Total Environ*, Vol.493, pp. 54-64.
6. **Alighardashi A. (2007).** Composés pharmaceutiques et eaux usées urbaines. Th .doc : Génie des procédés et des produits : L'Université de Téhéran (Iran),142p.
7. **Ameziane N. (2009).** La problématique des déchets hospitaliers au niveau de la ville de Meknès (Maroc) entre gestion et impact sur l'environnement et la santé humaine. Mém. DESA, Fac. Sc. Meknès.
8. **Ameziane N.E., Benaabidate L. (2014).** Caractérisation microbiologique des effluents de l'hôpital Mohamed V de Meknès et étude de leur impact sur l'environnement. *Nature et Technologie.C- Sciences de l'Environnement*, Vol.10, pp.31-38.
9. **Andrianirina S., Razanamparany B., Ramanantsizehena G. (2020).** Évolution spatio-temporelle de la pollution des eaux cressonnières et des eaux usées domestiques dans la commune urbaine d'Antananarivo, *Madagascar. Afrique SCIENCE*, Vol.16(2), pp.217 – 228.
10. **Arnold J.D., Steven J. (1977).** Manuel microbiologique de l'environnement. L'Organisation mondiale de la Santé, Genève.
11. **Aşicioglu O., Gungorduk K., Ozdemir A., Ertas I.E., Yildirim G., Sancı M., Ark C. (2013).** Dose quotidienne unique de moxifloxacin versus ofloxacin plus métronidazole en tant que nouvelle approche thérapeutique maladie inflammatoire : un

- essai randomisé prospectif multicentrique. *European Journal of Obstetrics Gynecology Reproductive Biology*, Vol.171 (1), pp.116- 121.
12. **Aubry C. (2008).** L'agriculture à Antananarivo (Madagascar) : une approche interdisciplinaire. *Nature Sciences Sociétés*.
  13. **Azami Idrissi Y., Alemad A., Aboubaker S., Daifi H., Elkharrim K., Belghyti D. (2015).** Caractérisation physico-chimique des eaux usées de la ville d'Azilal -Maroc. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, Vol.11, pp. 556-566.
  14. **Azanu D., Stylishave B., Darko G., Weisser J.J., Abaidoo RC. (2018).** Présence et évaluation des risques des antibiotiques dans l'eau et la laitue au Ghana. *Science de l'environnement total*, Vol.622-623, pp.293-305.
  15. **Boillot C. (2008).** Evaluation des risques écotoxicologiques liés aux rejets d'effluents hospitaliers dans les milieux aquatiques. Th.doc : Chimie : L'institut national des science appliquées de lyon, 267p.
  16. **Boillot C., Bazin C., Tissot-Guerraz F., Droguet J., Perraud M., Cetre J.C., Trepo D., Perrodin Y. (2008).** Fluctuations physico-chimiques, microbiologiques et écotoxicologiques quotidiennes d'un effluent hospitalier en fonction des activités techniques et de soins. *Science of The Total Environment*, Vol.403, pp.113-129.
  17. **Bouzaïd J., Chahlaoui A., Zaid A., My Mehdi R., Bouhlou L. (2013).** Etude bactériologique et physicochimique des effluents liquides de l'hôpital Mohamed V de Meknès. *Science Lib*, 5(130803), 15 p.
  18. **Carraro E., Bonetta S.I., Bertino C., Lorenzi E., Bonetta S.A., Gilli G. (2016).** Gestion des effluents hospitaliers : Risques chimiques, physiques et microbiologiques et législation dans différents pays. *Journal of Environmental Management*, Vol.168, pp.185-199.
  19. **Chapman D., Kimstach V. (1996).** Selection of water quality variables. *Water quality assessments : a guide to use of biota, sediments and water in environment monitoring*, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon.
  20. **Chitnis A.S., Holzbauer S.M., Belflower R.M., Winston L.G., Bamberg W.M., Farley M.M., Dumyati G.K., Wilson L.E., Beldavs Z.G., Dunn J.R., Hannah Gould L., MacCannell D.C., Gerding D.N., McDonald L.C., Lessa F.C. (2013).** Epidemiology of community-associated *Clostridium difficile* infection, 2009 through 2011. *JAMA Internal Medicine*, Vol.173(14), pp.1359-1367.
  21. **Cleuvers M. (2003).** Écotoxicité aquatique des produits pharmaceutiques, y compris l'évaluation des effets combinés. *Toxicol Lett*, Vol.142, pp 94-185.

22. **Darsy C., Lescure I., Payot V., Rouland G. (2002).** Effluents des établissements hospitaliers : teneur en microorganismes pathogènes, risques sanitaires, procédures particulières d'épuration et de gestion des boues. *Office international de l'eau*, p10.
23. **-De Hugo B.A., Jean J., Bony S., Devaux A., Perrodin Y. (2011).** Identification de médicaments bioaccumulables dans les effluents hospitaliers et étude de leur écotoxicité. *Technique Science Mécanique*, Vol.12, pp.61-69.
24. **Deloffre-Bonnamour N. (1995).** Les rejets des établissements de santé : des effluents liquides aux déchets solides. Mémoire de maîtrise IUP : Génie de l'Environnement - Ecodéveloppement - Université Claude Bernard Lyon 1, 75 p.
25. **Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O., Belghiti D. (2010).** Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du Haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, Vol.08.
26. **Dinh M.Q.T. (2012).** Transferts et comportements d'antibiotiques à l'échelle du bassin versant élémentaire. Th. doct : Géosciences et Ressources naturelles : Université Pierre et Marie Curie,204p.
27. **Diop C.I.K. (2006).** Etude de la qualité microbiologique des eaux de boisson conditionnées en sachet et vendues sur la voie publique dans la région de Dakar. Th. doct : Science et médecine vétérinaire : Université Cheikh Anta Diop de Dakar,40p.
28. **El Rhazi K., Elfakir S., Berraho M., Tachfouti N., Serhier Z., Kanjaa C., Nejjar C. (2007).** Prévalence et facteurs de risque des infections nosocomiales au CHU Hassan II de Fès (Maroc). *Heath Journal*, Vol. 13.
29. **Elmountassir R., Bennani B., Miyah Y., Fegousse A., El Mouhri G., Oumokhtar B., Khatouf B., Elkarrach K., Benjelloun Touimi G., Lahrichi A. (2019).** Caractérisation microbiologique et physicochimique des effluents hospitaliers avant et après traitement avec deux types de sciure de bois. *Journal of Chemistry* ,10 p.
30. **Emmanuel E. (2003).** Evaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers.Th.doc : Sciences et techniques du déchet : L'institut national des science appliquées de Lyon,243p.
31. **Emmanuel E. (2004).** Evaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers. Th.doc : Spécialité Sciences et Techniques du Déchets : INSA de Lyon, 259 p.
32. **Emmanuel E., Blanchard J.M., Gérard K., Yves P. (2001).** Caractérisation chimique, biologique et écotoxicologique des effluents hospitaliers. *Revue francophone d'écologie industrielle*, Vol.22, pp.31-33.

33. **Emmanuel E., Perrodin Y., Keck G., Blanchard J.M., Vermande P. (2005).** Évaluation du risque écotoxicologique des eaux usées hospitalières : un cadre proposé pour les effluents bruts rejetés dans le réseau d'égouts urbain. *Journal Hazard Mater*, Vol.117, 11p.
34. **Emmanuel E., Pierre M.G., Perrodin Y. (2009).** Contamination des eaux souterraines par des substances et chimiques rejetées par les eaux usées des hôpitaux : évaluation des risques pour la santé des consommateurs d'eau potable. *Environnement International*, Vol.35, pp.718-726.
35. **Ferk F., Mišík M., Grummt T., Majer B., Fuerhacker M., Buchmann C., Vital M., Uhl M., Lenz K., Grillitsch B., Parzefall W., Nersesyan A., Knasmüller S.(2009).** Genotoxic effects of wastewater from an oncological ward. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* Vol. 672, pp. 69-75.
36. **Fernandez M., Pereira P.P., Agostinia E., González P.S. (2019).** Comment la communauté bactérienne d'un effluent de tannerie répond à la bioaugmentation avec le consortium SFC 500-1. Impact des variables environnementales. *Journal of Environmental Management*, Vol.247, pp.46-56.
37. **Ferrari B., Paxeus N., Giudice RL., Pollio A., Garric J. (2003).** Impact écotoxicologique des produits pharmaceutiques trouvés dans les eaux usées traitées : étude de la carbamazépine, de l'acide clofibrrique et du diclofénac. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol.55, pp.70-359.
38. **Fremery L., Rigaud S. (2001).** Que deviennent les effluents radioactifs hospitaliers ? Sciences et Technologie de l'Eau, Montpellier, 9 p.
39. **Garrido-Maestu A., Chapela M.J., Peñaranda E., Vieites J.M, Cabado A.G. (2014).** Validation en interne d'une nouvelle combinaison de gènes par PCR multiplex en temps réel pour la détection simultanée des principaux vibrions pathogènes pour l'homme (*Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus* et *Vibrio vulnificus*). *Food Control*, Vol.37, pp. 371-379.
40. **Gautam A.K., Kumar S., Sabumon P.C. (2007).** Etude préliminaire des options de traitement physico-chimique pour eaux usées hospitalières. *Journal of Environmental Management*, Vol.83, pp.298-306.
41. **Geyik M.F., Hosoglu S., Ayaz C., Celen M.K., Ustun C. (2008).** Surveillance of nosocomial infections in Dicle University Hospital : a ten year Experience. *Turk J Med*, Vol.38 (6), pp.587-593.

42. **Guessennd N., Bremont S., Gbonon V., Kacou-N'Douba A., Ekaza E., Lambert T., Dosso M., Courvalin P. (2008).** Résistance aux quinolones de type qnr chez les entérobactéries productrices de bêta-lactamases à spectre élargi à Abidjan en Côte d'Ivoire. *Pathologie Biologie*, Vol.56, pp.439-446.
43. **Haller L., Poté J., Loizeau J.L., Wildi W. (2009).** Distribution and survival of faecal indicator bacteria in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland. *Ecol Indicators*, Vol 9(3), pp. 540–547.
44. **Halling-Sørensen B., Nors Nielsen S., Lanzky P.F., Ingerslev F., Holten Lützhøft H.C., Jørgensen S.E. (1998).** Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. *Chemosphère*, Vol.36, pp. 357-93.
45. **Hammerum A.M, Jensen L.B. (2002).** Prevalence of esp, encoding the enterococcal surface protein, in *Enterococcus faecalis* and *Enterococcus faecium* isolates from hospital patients, poultry, and pigs in Denmark. *Journal of Clinical Microbiologie*, Vol. 40(11), pp. 4396–4396.
46. **Harrabia M., Giustinab S.V.D., Aloulou F., Rodriguez-Mozaz S., Barceló D., Elleucha B. (2018).** Analyse des résidus d'antibiotiques multi-classes dans les eaux usées urbaines en Tunisie. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, Vol.10, pp.163-170.
47. **Hartemann P., Hautemaniere A., Joyeux M. (2005).** La problématique des effluents hospitaliers. *Hygiène*, Vol.13, pp.369-374.
48. **Ike C.C., Akwari D.K. (2017).** Microbiological and physicochemical quality of hospital "X" effluent in Aba, AbiaState, Nigeria. *IJRDO J Applied Sci*, Vol.3(5), pp. 26-37.
49. **Jehannin P. (1999).** Caractérisation et gestion des rejets liquides hospitaliers - étude particulière de la station du centre hospitalier de Hyères (Var) : Mémoire de fin d'étude : Spécialité Génie Sanitaire : Ecole Nationale de la Santé Publique Rennes, 71 p.
50. **Jia J., Guan Y., Cheng M., Chen H., He J., Wang S., Wang Z. (2018).** Occurrence et distribution d'antibiotiques et gènes de résistance aux antibiotiques dans la rivière Ba, Chine. *Science of total Environment*, Vol.642, pp.1136-1144.
51. **Kilunga P.I., Kayembe J.M., Laffite A., Thevnon F., Devarajan N., Muladji C.K., Mubedi J.I., Yav Z.G., Otamonga J.P., Mpiana P.T., Poté J. (2016).** L'impact des eaux usées hospitalières et urbaines sur la contamination bactériologique des ressources en eau à kinashasa, République démocratique du Congo. *Journal of Environmental Science and health, Part A*, Vol.51, pp.1034-1042.

52. **Kosjek T., Heath E. (2011).** Occurrence, fate and determination of cytostatic pharmaceuticals in the environment. *Trac Trends in Analytical Chemistry*, Vol.30, pp.1065-1087.
53. **Kummerer K. (2001).** Drugs in the environment : emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospital in relation to other sources – a review. *Chemosphere*, Vol.45, pp. 957–969.
54. **Kümmerer K. (2008).** Produits pharmaceutiques dans l'environnement : sources, devenir, effets et risques, Springer Science & Business Media, Germany
55. **Kümmerer K., Erbe T., Gartiser S., Brinker L. (1998).** AOX -les émissions des hôpitaux dans les eaux usées municipales. *Chemosphère*, Vol.36, pp.45-2437.
56. **Kümmerer K., Steger-Hartmann T., Meyer M. (1997).** Biodégradabilité de l'agent antitumoral ifosfamide et sa présence dans les effluents hospitaliers et les eaux usées communales. *Water Research*, Vol.31, pp.10-2705.
57. **Lamoth F., Pilonel T., Greub G. (2015).** Waddlia : Un pathogène émergent et un organisme modèle pour étudier la biologie des chlamydiae, *Microb Infecter*, Vol.17, pp.732 -737.
58. **Lenz k., Koellensperger G., Hanna S., Weissenbacher N., Mahnik S.N., Fuerhacker M. (2007).** Devenir des composés cancérostatiques du platine dans le traitement biologique des eaux usées des effluents. *Chemosphere*, Vol.69, pp.1765–1774.
59. **Leprat P. (1998).** Les rejets liquides hospitaliers, quels agents et quelles solutions techniques ? les Assises Nationales QUALIBO 1998. *Santé et environnement hospitalier*, Caen, pp.3-10.
60. **Leprat P. (1999).** Caractéristiques et impacts des rejets liquides hospitaliers. *Tech Hosp*, Vol.634, pp.7-56.
61. **López D., Vlamakis H., Losick R., Kolter R. (2009).** Cannibalism enhances biofilm development in Bacillus subtilis. *Molecular Microbiology*, Vol.74, pp.609-618.
62. **-Loreto-Gómez C., Farías P., Moreno-Macías H., Guzmán C., Riojas-Rodríguez H. (2018).** Prenatal exposure to persistent organic compounds and their association with anogenital distance in infants. *Reproductive BioMedicine Onlign*e, Vol.37(6), pp.732-740.
63. **Majumder A., Gupta A.K., Ghosal P.S., Varma M. (2021).** Une revue sur le traitement des eaux usées des hôpitaux : un accent particulier sur l'apparition et



- l'élimination des composés pharmaceutiquement actifs, micro-organismes résistants et SARS-CoV-2. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Vol.9, pp.104-812.
64. **Mansotte F., Jestin E. (2000)**. Les rejets liquides des établissements de santé : Caractérisation à la source et impact sur l'environnement marin côtier. *Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de la Seine Maritime, Agence de l'Eau de la Seine Normandie*, Nanterre, 73p.
65. **Metcal F., Eddy A. (1991)**. Wastewater Engineering : Treatment and reuse. New York : McGraw-Hill Book Company, 3rd (Ed), 303 p.
66. **Morrison C.R., Bachoon D.S., Gates K.W. (2008)**. Quantification of enterococci and bifidobacteria in Georgia estuaries using conventional and molecular methods. *Water Research*, Vol.42(14), pp. 4001–4009.
67. **Newton R.J., McClary J.S. (2019)**. Le flux et l'impact des micro-organismes de l'infrastructure des eaux usées sur la santé humaine et l'écosystème. *Current Opinion in Biotechnology*, Vol.57, pp.145–150.
68. **Novo A., Manaia C.M. (2010)**. Factors influencing antibiotic resistance burden in municipal wastewater treatment plants. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Vol.87, pp. 1157–1166.
69. **ORY J. (2017)**. Effluents hospitaliers : source de pollution en antibiotiques et de résistances bactériennes potentiellement transmissibles via un biofilm ? Th.doc : Microbiologie : Université Clermont Auvergne.
70. **Paulus G.K., Hornastra L.M., Alygizakisc N., Slobodnick N.T., Medemaa G. (2019)**. L'impact du traitement des eaux usées de l'hôpital sur le système d'assainissement communal en aval en termes d'antibiotiques et des gènes de résistance aux antibiotiques. *Journal international de l'hygiène et de la santé environnementale*, Vol.222, pp.635-644.
71. **Perez-Alvarez I., Islas-Flores H., Gomez-Oliv L.M., Barcel D., Lopez De Alda M., Solsona S.P., Sanchez-Aceves L., SanJuan-Reyes N., Galar-Martínez M. (2018)**. Determination of metals and pharmaceutical compounds released in hospital wastewater from Toluca, Mexico, and evaluation of their toxic impact. *Environmental Pollution*, Vol.240, pp.330-341.
72. **Poté J., Goldscheider N., Haller L., Zopfi J., Khajehnouri F., Wildi W. (2009)**. Origin and spatial–temporal distribution of faecal bacteria in a bay of Lake Geneva, Switzerland. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol.154(1), pp.337–348.

73. **Ramdani N, Benouis K, Lousdad A, Hamou A, Boufadi MY. (2018).** Caractérisation physico-chimique et bactériologique des effluents hospitaliers et de leur impact sur l'environnement, *Chimie Internationale*, Vol.4 (2), pp.102-108.
74. **Rodier J. (2009).** L'analyse de l'eau. Paris.Dunod, 9<sup>ème</sup> (Ed), 1579p.
75. **Rodriguez-Mozaz S., Vaz-Moreirac I., Giustina S.V.D., Llorca M., Barceló D., Schuberte S., Berendonke T.U., Michael-Kordatou I., Fatta-Kassinou D., Martinez J.L., Elpers C., Henriques I., Jaeger T., Schwartz T., Paulshus E., O'Sullivan K., Pärnänen K.M.M., Virtam M., Don T.T., Walsh F., Manaia C.M.(2020).** Résidus d'antibiotiques dans les effluents des stations d'épuration européennes et leur impact sur le milieu aquatique. *Environnement International*, Vol.140, pp.105-133.
76. **Roussille F. (2010).** Gestion des déchets dans un laboratoire de biologie médicale. *Immuno-analyse et biologie spécialisée*, Vol.25, pp. 276-280.
77. **Rysz M., Alvarez P.J.J. (2004).** Amplification and Mitigation of Tetracycline Resistance in Soil Bacteria : Aquifer Column Experiments. *Water Research*, Vol.38, pp. 3705–3712.
78. **Sabat G., Rose P., Hickey W.J., Harkin J.M. (2000).** Selective and sensitive method for PCR amplification of Escherichia coli 16S rRNA genes in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol.66(2), pp.844–849.
79. **Sadek S., Elkharrim K., Khadmaoui A., Guissouss M., Benelharkati F., Elmarkhi M., Driss B. (2012).** Caractérisation physico-chimique des eaux usées de l'hôpital provincial de Sidi Kacem (Maroc). *Science Lib*, 4(120713), 8 p.
80. **Schwartz T., Kohnen W., Jansen B. (2003).** Detection of antibiotic-resistant bacteria and their resistance genes in wastewater, surface water, and drinking water biofilms. *Ursula Obst FEMS Microbiology Ecology*, Vol. 43, pp.325–335.
81. **Scott T.M., Parveen S., Portier K.M., Rose J.B., Tamplin M.L., Farrah S.R., Koo A., Lukasik J. (2003).** Geographical variation in ribotype profiles of Escherichia coli isolates from humans, swine, poultry, beef, and dairy cattle in Florida. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 69(2), pp. 1089–1092.
82. **Shen Y., Zhuan R., Chu L., Xiang X., Sun H., Wang J. (2019).** Inactivation des gènes de résistance aux antibiotiques dans les résidus de fermentation des antibiotiques par les rayonnements ionisants : Explorer le développement de l'économie du recyclage dans une usine pharmaceutique d'antibiotiques. *Waste Management*, Vol.84, pp.141–146.
83. **Sib E., Lenz-Plet F., Barabasch V., Klanke U., Savin M., Hembach N., Schallenberg A., Kehl K., Albert C., Gajdiss M., Zacharias N., Müller H.,**

- Schmithausen R.M., Exner M., Kreyenschmidt J., Schreiber C., Schwartz T., Parčina M., Bierbaum G. (2020).** Les bactéries isolées des eaux usées d'hôpitaux, de municipalités et d'abattoirs présentent des profils de résistance différents et caractéristiques. *Science of the Total Environment*, Vol.746, pp.140-894.
84. **Steger-Hartmann T., Lange R., Schweinfurth H. (1999).** Évaluation des risques environnementaux pour l'agent de contraste iodé pour rayons X largement utilisé (Ultravist). *Ecotoxicology Environmental Safety*, Vol.42, pp.81-274.
85. **Tahiri E.M., Nejari C., Benaabidate L., Benbrahim K.F. (2009).** Caractérisation des effluents liquides de l'hôpital Al Ghassani, CHU Hassan II de Fès, Maroc. Les effluents Liquides des établissements de santé : état des Lieux et perspectives de gestion. *Revue hospitalière de France*. TH 714.
86. **Thevenon F., Regier N., Benagli C. ; Tonolla M., Adatte, T., Wildi W., Poté J. (2012).** Characterization of fecal indicator bacteria in sediments cores from the largest freshwater lake of Western Europe (Lake Geneva, Switzerland). *Ecotoxicology Environmental Safety*, Vol.78, pp.50-56.
87. **Thomas S., Holger V., Slike K., Wolfagang K., Katja S., Bernd J., Ursula O. (2007).** Detection of antibiotic- resistant bacteria and their resistance genes in waster, surface water and drinking water biofilms, *FEMS Microbiology Ecology*, Vol.43 (3), pp.325-335.
88. **Todedji J.N., Degbey C.C., Soclo E., Yessoufou A, Goudjo F, Hounfodji J.W., Suanon F., Mama D. (2020).** Caractérisation physico-chimique et toxicologique des effluents des Centres Hospitaliers et Universitaires du département du Littoral du Bénin. *Int J Biol Chem Sci*, Vol. 14(3), pp.1118-1132.
89. **Toure A., Garat A., Diop C., Cabral M., Epote M.J., Leroy E., Fall M., Diouf A., Dehon B., Allorge D. (2016).** Présence de métaux lourds et de résidus médicamenteux dans les effluents des établissements de santé de Dakar (Sénégal). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, Vol.10(3), pp.1422-1432.
90. **Tshibanda J.B., Devarajan N., Birane N., Mwanamoki P.M., Atibu E.K., Mpiana P.T., Prabakar K., Mubedi Ilunga J., Wildi W., Poté J. (2014).** Microbiological and physicochemical characterization of water and sediment of an urban river : N'Djili River, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, Vol.3-4, pp.47-54.
91. **Varela A.R., Andre S., Nunes O.C., Manaia C.M. (2014).** Connaissance de la relation entre les résidus d'antimicrobiens et les populations bactériennes dans un système de

- traitement des eaux usées hospitalier et urbain système. *Water research*, Vol.54, pp.327-336.
92. **Verlicchi, P., Al Aukidy M., Galletti A., Petrovic M., Barcelo D. (2012).** Hospital effluent : investigation of the concentrations and distribution of pharmaceuticals and environmental risk assessment. *Science of the Total Environment*, Vol.430, pp.109-118.
93. **Villegas-Navarro A., Santiago M.R., Perez F.R., Torres R.R., Abularach T.D., Reyes J.L. (1997).** Determination of LC50 from *Daphnia magna* in treated industrial waste waters and non-treated hospital effluents. *Environment International*, Vol.23, pp.535-540.
94. **Xianga J., Wub M., Lei J., Fu C., Gu J., Xu G. (2018).** The fate and risk assessment of psychiatric pharmaceuticals from psychiatric hospital effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol.150, pp.289-296.
95. **Zehani A. (2020).** Revue bibliographique sur la gestion des déchets hospitaliers. Mémoire de master : Biodiversité et Environnement : Université Echahid Hamma Lakhdar d'EL-OUED, 42p.
96. **Zhang X., Lulla M. (2006).** Distribution of pathogenic indicator bacteria in structural best management practices. *Journal of Environmental Science and Health, Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, Vol.41(8), pp.1421–1436.
97. **Zhang X., Yan S., Chen J., Tyagi R.D., Li J. (2020).** Physique, chimique et biologique impact (danger) de l'hôpital eaux usées sur l'environnement : présence de produits pharmaceutiques, agents pathogènes, et gènes de résistance aux antibiotiques. *Environmental and Health Impact of Hospital Wastewater*, pp.79-102.

# RÉSUMÉS

---

## الملخص

مياه الصرف الصحي بالمستشفى (EUH) هي النفايات السائلة الناتجة عن جميع أنشطة المستشفى. إن تصريف هذه النفايات السائلة في شبكة الصرف الصحي البلدية أو في البيئة الطبيعية يولد خطرًا على صحة الإنسان، ويمثل مساهمة كبيرة في التلوث العام للبيئة، وبشكل خاص البيئات المائية. الملوثات الأكثر شيوعًا هي الكائنات الحية الدقيقة المسببة للأمراض، والمعادن، والنظائر المشعة، والمنظفات، ومركبات الهالوجين العضوي، ومخلفات الأدوية. بعد الوضع الصحي للفيروس، كانت مساهمتنا هي تلخيص المقالات المتعلقة بهذه المشكلة الرئيسية للنفايات السائلة بالمستشفى والتي يتم إجلاؤها بنفس طريقة التصريفات الحضرية التقليدية إلى شبكة الصرف الصحي البلدية دون علاج مسبق. بعد هذا التركيب، تظهر مياه الصرف الصحي في المستشفيات تركيزات من الكائنات الحية الدقيقة المسببة للأمراض مثل *Pseudomonas spp* و *Staphylococcus aureus* و *Enterobacteriaceae* 2 إلى 10 مرات أكبر من النفايات السائلة الحضرية. لذلك، من المثير للاهتمام أن نقول إن هناك مخاطر ملحوظة ناتجة عن النفايات السائلة في المستشفى، والتي تتطلب رقابة صارمة تسمح بمراقبة بيولوجية جيدة لنظامنا البيئي.

**الكلمات المفتاحية:** مخلفات المستشفيات، مياه الصرف الصحي، الكائنات الحية الدقيقة، المضادات الحيوية، المطهرات.

## Résumé

Les eaux usées hospitalières (EUH) sont les effluents générés par toutes les activités hospitalières. Le rejet de ces effluents dans le réseau d'assainissement communal ou dans le milieu naturel génère un risque pour la santé humaine, et représente une contribution significative à la contamination générale de l'environnement, et plus particulièrement des milieux aquatiques. Les contaminants les plus fréquemment rencontrés sont des micro-organismes pathogènes, des métaux, des radio isotopes, des détergents, des composés organohalogénés et des résidus de médicaments.

Suite à la situation sanitaire du covid notre contribution a été de faire une synthèse d'articles concernant ce problème majeur des effluents hospitaliers qui sont évacués au même titre que les rejets urbains classiques vers le réseau d'assainissement communal sans traitement préalable.

Suite à cette synthèse, les effluents hospitaliers présentent des concentrations en microorganismes pathogènes comme *Pseudomonas spp*, *Staphylococcus aureus* et des *Enterobacteriaceae* multirésistants 2 à 10 fois plus importantes que dans les effluents urbains. De ce fait, il est intéressant à dire qu'il y a un risque remarquable généré par les effluents de l'hôpital, et qui nécessite un contrôle rigoureux permettant une bonne biosurveillance de notre écosystème.

**Mots clés :** Effluents hospitaliers, Eaux usées, Microorganisme, Antibiotiques, Antiseptiques.

## Abstract

Hospital wastewater (HWW) is the effluent generated by all hospital activities. The discharge of these effluents into the municipal sewerage system or into the natural environment poses a risk to human health, and represents a significant contribution to the general contamination of the environment, and more particularly of aquatic environments. The most frequently encountered contaminants are pathogenic micro-organisms, metals, radio isotopes, detergents, organohalogen compounds and drug residues.

Following the sanitary situation of covid, our contribution was to make a synthesis of articles concerning this major problem of hospital effluents which are evacuated in the same way as classic urban discharges towards the communal sewerage system without prior treatment.

Following this synthesis, hospital effluents present concentrations of pathogenic microorganisms such as *Pseudomonas spp*, *Staphylococcus aureus* and multi-resistant *Enterobacteriaceae* 2 to 10 times higher than in urban effluents.

Therefore, it is interesting to say that there is a remarkable risk generated by hospital effluents, which requires a rigorous control allowing a good biomonitoring of our ecosystem.

**Key words :** Hospital effluents, Wastewater, Microorganism, Antibiotics, Antiseptics.