

Dynamique Environnementale Et Urbaine De L'Antibiorésistance Dans Le Bassin Versant De l'IKOPA : Entre Pressions Anthropiques, Résilience Écosystémique Et Enjeux Sanitaires

[Environmental And Urban Dynamics Of Antimicrobial Resistance In The IKOPA Watershed: Between Anthropogenic Pressures, Ecosystem Resilience And Health Challenges]

Mbololontsoa. S. RANAIVOJAONA¹, Alexandra C. BASTARAUD², T. Ravohasina
ANDRIANANTENAINARINORO³, Ndimbimalala RATSARAHASINA⁴, Jean de Dieu RAMAROSON⁵

¹Unité Laboratoire d'Hygiène de l'Alimentation et de l'Environnement, Institut Pasteur de Madagascar,
Université d'Antananarivo, Antananarivo Madagascar,
Ministère de l'Eau de l'Assainissement et de l'Hygiène, Madagascar

²Unité Laboratoire d'Hygiène de l'Alimentation et de l'Environnement, Institut Pasteur de Madagascar

³Université d'Antananarivo, Antananarivo Madagascar

⁴Centre National de Recherches Industrielles et Technologiques, Antananarivo Madagascar

⁵Centre National de Recherches Industrielles et Technologiques, Antananarivo Madagascar

Auteur correspondant : Mbololontsoa Sendrahasina RANAIVOJAONA. Email : hasinatia@gmail.com



Resume : À Antananarivo, l'urbanisation rapide et non encore contrôlée entraîne une pression anthropique sur la rivière de l'Ikopa (la principale ressource en eau potable de la ville), par le déversement direct des eaux usées (domestique, hospitalier, abattoir, agricole et industrielle). Cette situation pourrait favoriser la dissémination de la résistance aux antimicrobiens (RAM), un enjeu majeur de santé publique actuellement. Ce papier a évalué la présence de communautés bactériennes présumées résistantes, notamment les *Escherichia coli* productrices de β -lactamases à spectre étendu (BLSE), dans les eaux résiduaires urbaines (ERU) et les eaux brutes de l'Ikopa. Au total, 144 échantillons ont été analysés. L'isolement des bactéries présumées productrices de BLSE a été réalisé sur milieu sélectif ChromAgar, suivi d'une identification des souches *E. coli* BLSE par spectrométrie de masse MALDI-ToF et d'un test de sensibilité selon les recommandations EUCAST/CA-SFM 2022. Une fréquence de résistance de 25 % a été observée dans les ERU et de 18 % dans les eaux brutes. Les profils bactériens présumés résistants étaient dominés par les *Acinetobacter* spp. (44 et 49 %), bactéries ubiquistes connues pour leur résistance élevée. Bien qu'aucune corrélation significative n'ait été observée entre la résistance et les paramètres physico-chimiques de pollution, la détection d'*E. coli* BLSE et de ce bacille à Gram négatif non fermentaire dans la rivière confirme que l'hydrosystème urbain constitue un réservoir et un vecteur de la RAM. Ces résultats soulignent la nécessité urgente de renforcer la surveillance environnementale aquatique de l'antibiorésistance dans les villes à faible revenu.

Mots-clés : Antibiorésistance, Assainissement, BLSE, *Escherichia coli*, Hydrosystèmes, Urbanisation

Abstract: In Antananarivo, rapid and largely uncontrolled urbanization is exerting anthropogenic pressure on the Ikopa River (the city's main source of drinking water) due to the direct discharge of wastewater (domestic, hospital, slaughterhouse, agricultural, and industrial). This situation could promote the spread of antimicrobial resistance (AMR), a major current public health issue. This study assessed the presence of potentially resistant bacterial communities, particularly extended-spectrum β -lactamase (ESBL)-producing *Escherichia coli*, in urban wastewater and raw water from the Ikopa River. A total of 144 samples were analyzed. Isolation of presumptive ESBL-producing bacteria was performed on ChromAgar selective medium, followed by identification of ESBL *E. coli* strains by MALDI-ToF mass spectrometry and susceptibility testing according to EUCAST guidelines. A resistance frequency of 25% was observed in the wastewater treatment plants and 18% in the raw water. The presumed resistant bacterial profiles were dominated by *Acinetobacter* spp. (44% and 49%), ubiquitous bacteria known for their high resistance. Although no significant correlation was observed between resistance and physicochemical pollution parameters, the detection of ESBL-producing *E. coli* and this non-fermenting Gram-negative bacillus in the river confirms that the urban hydrosystem constitutes a reservoir and vector of antimicrobial resistance. These results underscore the urgent need to strengthen aquatic environmental surveillance of antibiotic resistance in low-income cities.

Keywords: Antibiotic resistance, Sanitation, ESBL, *Escherichia coli*, Hydrosystems, Urbanization

1. INTRODUCTION

L'urbanisation rapide dans les pays à faible revenu s'accompagne souvent d'un développement insuffisant des infrastructures d'assainissement [1]. Dans ces contextes, de nombreuses habitations ne sont pas raccordées à un réseau adéquat, entraînant le rejet direct d'eaux usées domestiques, hospitalières, Agricoles, industrielles ou d'abattoirs vers les milieux naturels [2],[3]. À Antananarivo, cette situation exerce une pression anthropique sur la rivière de l'Ikopa, principale ressource en eau potable de la ville (Cf. Photo 1a-c)



Photo 1a : Déversement direct de boue de vidange dans le canal C3 Andriantany à Ambohitrmanjaka



Photo 1b : Lavage d'abats de boucherie dans la rivière de l'Ikopa, à Ampasika



Photo 1c : Lessive le long de la rivière de l'Ikopa à Ampasika

Source : Auteur, 2021-2022

Les réseaux d'assainissement, lorsqu'ils existent, y sont presque vétustes, sous-dimensionnés et mal entretenus [4]. Cette défaillance structurelle, liée à un faible investissement public et à une gouvernance sectorielle limitée, accroît les risques sanitaires [5], [6]. La contamination des milieux hydriques par des matières fécales et des effluents non traités favorise la circulation de bactéries pathogènes, de gènes de résistance aux antimicrobiens et de résidus médicamenteux, selon la figure 1 ci-dessous.

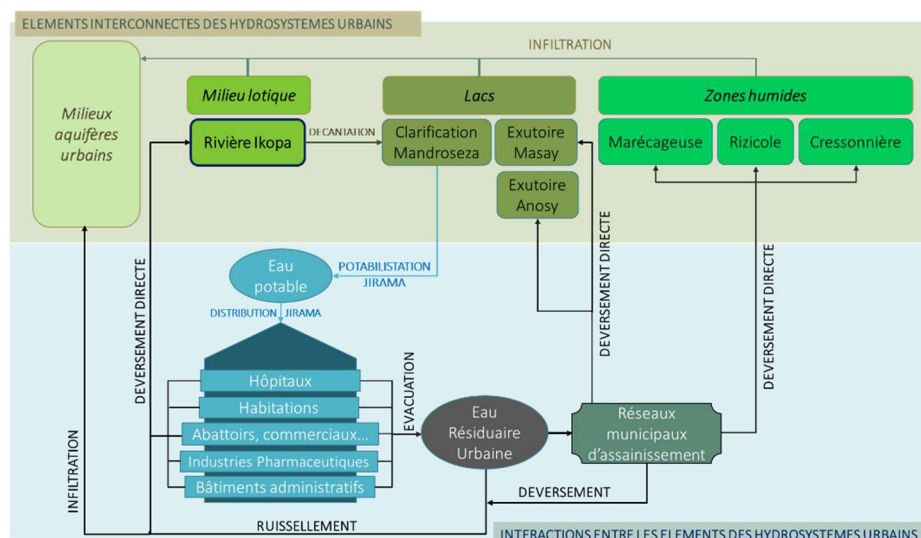


Figure 1. Potentielles voies de contamination des différentes composantes des hydrosystèmes urbains de la Commune Urbaine d'Antananarivo

Source : Auteur, en 2021

Ces éléments contribuent à la dissémination environnementale de la résistance aux antimicrobiens (RAM), désormais reconnue comme une menace majeure pour la santé publique mondiale selon OMS/UNICEF, 2021 [7].

La ville d'Antananarivo, caractérisée par ce système d'assainissement défaillant et sa rivière transurbaine, source principale d'eau potable, constitue un modèle pertinent pour étudier cette problématique. Ce papier s'interroge alors sur le rôle des hydrosystèmes urbains dont les réseaux d'assainissement et ce milieu lotique d'Ikopa comme vecteurs et réservoirs des bactéries résistantes et de gènes associés.

Il vise à évaluer la présence de communautés bactériennes présumées résistantes, notamment les *E. coli* productrice de β -lactamases à spectre étendu (BLSE), dans les eaux résiduaires urbaines (ERU) et les eaux brutes de la rivière Ikopa. L'*Escherichia coli* représente un indicateur clé de la contamination fécale et de la présence de bactéries multirésistantes dans l'environnement aquatique [8], [9].

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Sites de prélèvement

La zone d'étude est le bassin versant de l'Ikopa drainant la ville d'Antananarivo, découpée en 4 sites stratégiques sur un continuum de 30km. Le site A, en zone péri-urbaine en amont de l'Ikopa, ne disposant encore de système d'assainissement collectif développé, à Masindray, avec moins de 100 habitants/km² (par estimation de la RPGH 2018). La zone de captage en eau potable d'Antananarivo est à Mandrozeza, c'est le site B, située à 20km en aval de Masindray, estimée à 6 600 habitants/km², assaini par un système mixte (collectif municipal et autonome dans certains quartiers). L'évacuation passe par différents niveaux de conduites avant de rejoindre le canal primaire C3 Andriantany. Le site C, à 20km de Masindray, concerne l'une des zones les plus denses de la CUA, traversée par le canal municipal C3 Andriantany des ERU, où le système d'assainissement est également mixte. Ce site comprend également l'extension Ouest de la ville, Bemasoandro, sa densité démographique est de plus de 12 000 habitants/km². Enfin, le site D, à Ambohitrimanjaka, à 30km de l'amont, en zone péri-urbaine en aval de l'Ikopa, avec moins de 100 habitants/km² également, où les rejets résiduels domestiques sont encore traités de manière autonome. La figure 2 suivante représente de manière spatiale les différents points de prélèvement repartis en ses zones.

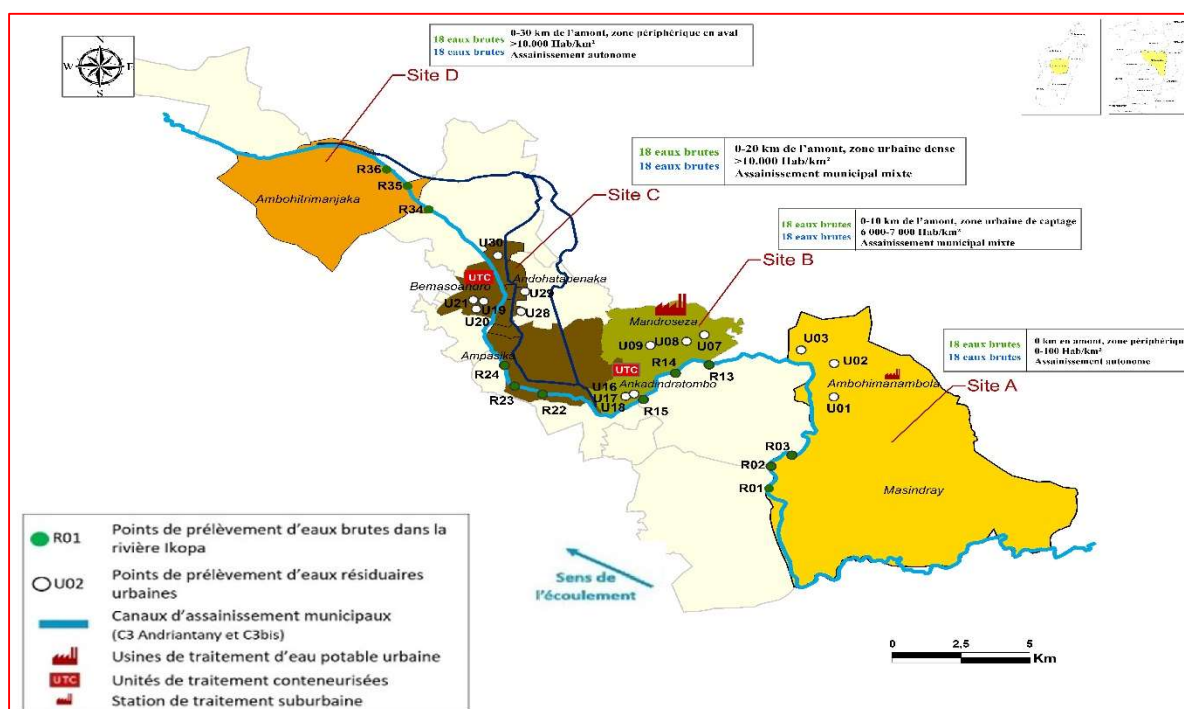


Figure 2. Zone d'étude et sites de prélèvement de la rivière de l'Ikopa et des eaux résiduaires associées à Antananarivo, (2021-2022), Source : Auteur, 2021-2022

2.2. Modalités de prélèvements

Selon les recommandations du fascicule technique FD T90-520 pour le suivi sanitaire des eaux en application du code de la santé publique et selon la méthode standardisée ISO 19458 : 2006(F) relatif à la qualité de l'eau, l'échantillonnage des ERU a été réalisé en triplicata d'un litre. Des prélèvements à proximité ou à l'embouche du déversement direct dans l'exutoire naturel Ikopa et au niveau des conduites d'évacuation existantes : canaux tertiaires des quartiers, secondaires des fokontany ou du canal primaire Andriantany, selon le cas de chaque site.

De même, l'échantillonnage de l'eau brute a été réalisé en triplicata d'un litre, espacés de 5 minutes, à 50cm de profondeur et à 3mètres de la berge, suivant les mêmes protocoles de référence. Tous les échantillons sont transportés au laboratoire le jour même (sans dépasser les 9 heures), dans des glacières distinctes entre les eaux brutes et les ERU. La température de transport n'a pas excédé les 8°C.

Deux campagnes de collecte ont été réalisées, l'une sur la période sèche, de septembre à novembre 2021 et l'autre sur la période pluvieuse de février à avril 2022.

2.3. Analyses bactériologiques de l'antibiorésistance dans les hydrosystèmes urbains

Nous avons recherché et dénombré les colonies caractéristiques d'*Escherichia coli* par filtration sur milieu gélosé Tryptone bile X-glucuronide (TBX) [9], [10] et sur CHROMagar™ ESB� pour isoler et identifier toutes les communautés bactériennes productrices de BLSE présumées résistantes [11], [12]. Les *E. coli* productrices de BLSE présumées résistantes ont été confirmées par spectrométrie de masse Bruker MALDI Biotyper Microbiology Systems avec les bases de données des spectres Bruker Daltonics Library, 2019 (Cf. figure 3).

La fréquence de résistance de chaque isolat bactérien producteur de BLSE présumé résistant est calculée en faisant le rapport entre la concentration de chaque isolat et la concentration totale des bactéries environnementales productrices de BLSE présumées sur milieu CHROMagar™ ESB�. Elle est exprimée en pourcentage.

La détection de la production de β -lactamase par test phénotypique de sensibilité aux antibiotiques (test de l'acide clavulanique) et le test complémentaire de synergie ainsi que le niveau de résistance des souches isolées d'*E. coli* ont été faits par antibiogramme par diffusion sur gélose Mueller-Hinton selon la référence EUCAST (*European Committee on Antimicrobial Susceptibility Testing*) et le CA-SFM (Comité de l'Antibiogramme de la Société Française de Microbiologie) de 2022, une détection rapide de l'émergence de résistances préoccupantes aux carbapénèmes troisième génération (CG3) ainsi que les tests des autres classes d'antibiotiques : les quinolones et les sulfamides [13], [14].

La fréquence de résistance des *E. coli* productrices de BLSE est calculée par le rapport de la concentration des *E. coli* BLSE confirmées antibiorésistantes et la concentration totale d'*E. coli* sur milieu TBX. Elle est exprimée en pourcentage.

L'indépendance des variables et la normalité de la distribution des données sont vérifiées par test de Shapiro-Wilk [16], [30]. L'analyse de la variance (ANOVA) sur R statistique version R 4.3.0, avec un niveau de signification seuil de 0.05, a permis d'évaluer les fréquences de résistances en *E. coli* BLSE résistantes au niveau des différents sites du continuum de l'Ikopa qui sont reliés aux fréquences de résistances des ERU associées, selon les variables de distance par rapport à l'amont, de densité démographique et de la saisonnalité [17], [18] (figure 3).

2.4. Analyses physico-chimiques de l'antibiorésistance dans les hydrosystèmes urbains

Nous avons analysé l'effet des paramètres physico-chimiques de pollution des eaux par rapport à la variation des fréquences de résistance des *E. coli* BLSE. Selon Reggam *et al.*, nous avons mesurer la teneur en matières en suspension par filtration sur fibre de verre (NF EN 872 Water Quality), la demande chimique en oxygène par ébullition à reflux en présence de dichromate de potassium (NF T-90-101 Février 2021) et la demande biochimique en oxygène durant 5 jours par dilution et ensemencement (NF EN 1889-1 Qualité de l'eau) ainsi que les teneurs en nitrates et phosphates par chromatographie ionique (Dionex™ Aquion™ IC System), des deux types d'eaux des hydrosystèmes, au niveau de chaque site et chaque saison (figure 3) [17], [18], [19].

La figure suivante présente alors la combinaison de ces démarches méthodologiques d'évaluation de l'impact des ERU sur la diversité et l'abondance des principales bactéries environnementales antibiorésistantes contaminant la ressource en eau de la ville d'Antananarivo, notamment l'*E. coli* productrice de BLSE.

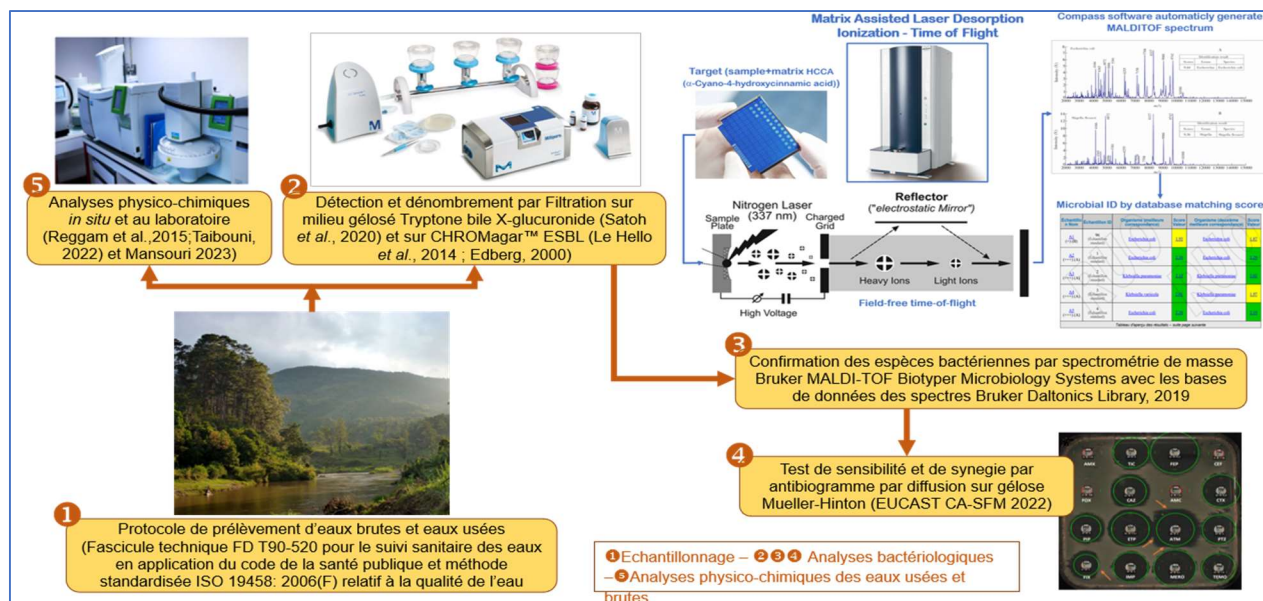


Figure 3. Méthode de détection, de confirmation et de détermination de la sensibilité des bactéries aux antibiotiques (2021-2022)

Source : Author 2021-2022

3. RÉSULTATS

3.1. Fréquence de résistance en *E. coli* productrices de BLSE

D'après le test de Wilcoxon, il a une légère différence de la résistance des *E. coli* productrices de BLSE dans l'eau usée et l'eau de la rivière de l'Ikopa ($p=0,0475$). Dans le bassin versant de l'Ikopa, la médiane de cette fréquence dans les rejets résiduaux municipaux étudiés ($n=72$) est de 25% avec une variation entre 0% et 93%, celle de la ressource en eau est de 18% ($n=72$) mais qui varie de 0% à 48%.

En période pluvieuse, la médiane de résistance en *Escherichia coli* productrices de BLSE des eaux usées municipales étudiées est de 23% ($n=36$), qui varie entre 0% (valeur observée à tous les sites) à 93% observée à Mandroseza. Celle de la rivière de l'Ikopa est de 20% ($n=36$), avec une variation de 0% (observés à tous les sites également) à 48% à Masindray.

En saison sèche, la fréquence de résistance des *E. coli* productrices de BLSE dans ces ERU ($n=36$) varient de 0% (valeur observée à tous les sites) à 57% (à Mandroseza) avec une médiane de 17% et celle de la ressource en eau Ikopa est moindre de 7% ($n=36$) ayant une variation de 0% (valeur observée à tous les sites) à 50% (à Mandroseza).

3.2. Evolution spatio-temporelle de la fréquence de résistance en *E. coli* productrices de BLSE

D'après le test d'ANOVA, les variations de la fréquence de résistance en *Escherichia coli* productrice de BLSE des ERU d'Antananarivo ($p=0,02119$) et des eaux de la rivière de l'Ikopa ($p=0,0474$) sont significativement saisonnières. Par contre, la variation par rapport aux différents sites de prélèvement des ERU ($p=0,0223$) est significative mais celle de la rivière de l'Ikopa ($p=0,2080$) ne l'est pas. Les figures suivantes représentent l'évolution de l'antibiorésistance des *E. coli* productrices de BLSE dans les ERU et la rivière de l'Ikopa.

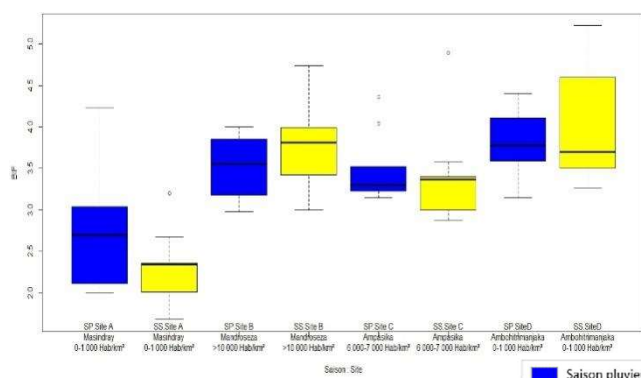


Figure 4a : Variation saisonnière des fréquences de la résistance des *Escherichia coli* productrices de BLSE à différents sites des ERU, en log UFC/100ml, 2021-2022

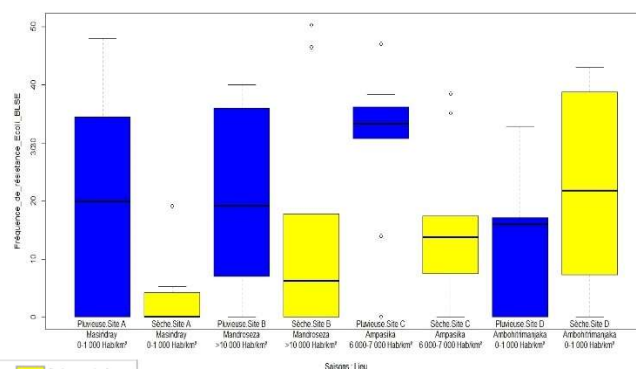


Figure 4b : Variation saisonnière des fréquences de la résistance des *E. coli* productrices de BLSE à différents sites de la rivière de l'Ikopa en log UFC/100ml, 2021-2022

3.3. Corrélation de l'évolution de l'antibiorésistance avec les indicateurs physico-chimiques de pollution de l'eau

En période de pluies, la teneur moyenne en matière en suspension (MES) des eaux usées municipales étudiées ($n=36$) est de (351 ± 36) mg par litre et celle de la ressource en eau ($n=36$) était de (57 ± 8) mg par litre. En période sèche, elle était de (415 ± 29) mg par litre d'eaux usées municipales étudiées ($n=36$) et celle de la ressource en eau ($n=36$) était de (23 ± 8) mg par litre. Les analyses statistiques ANOVA ont confirmé que la variation de la teneur en MES connaît une différence bien significative entre ces deux saisons ($p=0,00164$).

Le rapport moyen de biodégradabilité des matières organiques des rejets résiduaux ($n=36$) était de (27 ± 16) , en saison pluvieuse et celui de l'eau brute de l'Ikopa ($n=36$) était de (33 ± 16) . Il était de (32 ± 13) dans les eaux usées ($n=36$) contre (20 ± 8) de celui de la rivière de l'Ikopa, en saison sèche. Les analyses des variances ont confirmé que la variation de la biodégradabilité connaît une différence significative entre ces deux types d'eau ($p=0,004072$) et à chaque saison ($p=0,00366$ entre les 2 saisons des ERU et p

value=0,00412 entre les 2 saisons de la ressource en eau). Par contre, elle n'impacte pas les différents sites de prélèvement de la rivière de l'Ikopa ($p = 0,15565$).

Tableau 1 : Variations du rapport N/P des eaux usées et de la rivière d'Ikopa à différentes saisons, liée aux origines de la pollution de l'eau

Rapport N/P					Origine de la pollution de l'eau
Eaux résiduaires urbaines		Eaux brutes de l'Ikopa		Normes	
Saison pluvieuse (n = 36)	Saison sèche (n = 36)	Saison pluvieuse (n = 36)	Saison sèche (n = 36)		
				< 10	Rejets agricoles (engrais phosphatés), eaux usées domestiques (détergents).
15	14	15	14	10 - 20	Apports naturels (décomposition de matière organique), rejets modérés d'origine humaine (matières fécales et urines)
				> 20	Rejets agricoles (engrais azotés), rejets atmosphériques (oxydes d'azote*), eaux usées industrielles

*Les oxydes d'azote provenant des activités humaines (transport, industrie) peuvent se déposer dans les eaux.

L'origine de la pollution de chaque hydrosystème est l'apports naturels c'est-à-dire la décomposition de matière organique avec les rejets modérés d'origine humaine. Il est important de noter que les normes de grandeurs du rapport N/P peuvent varier en fonction du type d'écosystème aquatique (eau douce, eau salée) et des conditions environnementales locales. En effet, les mêmes tests statistiques ont également confirmé la non significativité de la variation du ratio azote sur phosphore ni entre les deux types d'eau ($p \text{ value}=0.35571$), ni à différentes saisons ($p \text{ value}=0.22289$).

D'autre part, les tests de corrélation ont montré que le coefficient R^2 est toujours proche de 0, indiquant une absence de relation entre les fréquences de résistance et les trois paramètres physico-chimiques de pollution des eaux de la Rivière de l'Ikopa, selon les figures 5a-5c ci-dessous.

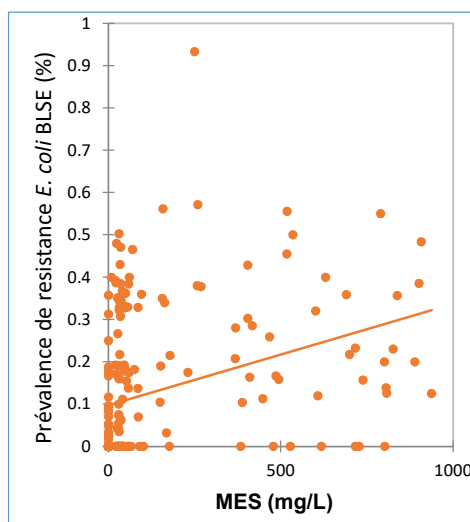


Figure 5a. Relation de la pollution particulaire avec la résistance des *E. coli* BLSE dans la rivière de l'Ikopa, (2021-2022)

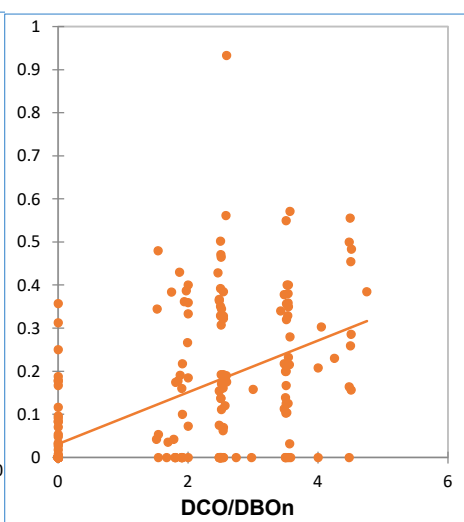


Figure 5b. Relation de la biodégradabilité matières organiques avec la résistance des *E. coli* BLSE dans la rivière de l'Ikopa, (2021-2022)

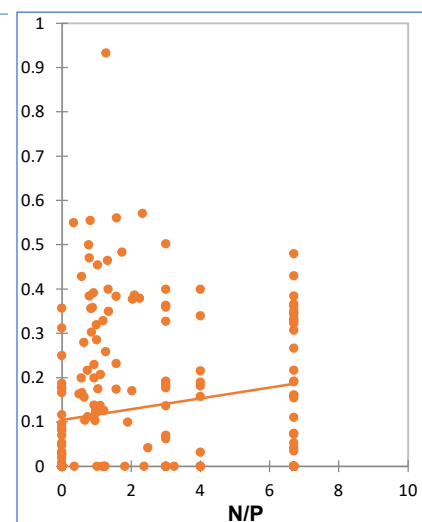


Figure 5c. Relation de l'origine de la pollution de la rivière de l'Ikopa et la résistance des *E. coli* BLSE (2021-2022)

MES : teneur en matière sèche en suspension, en mg/litre

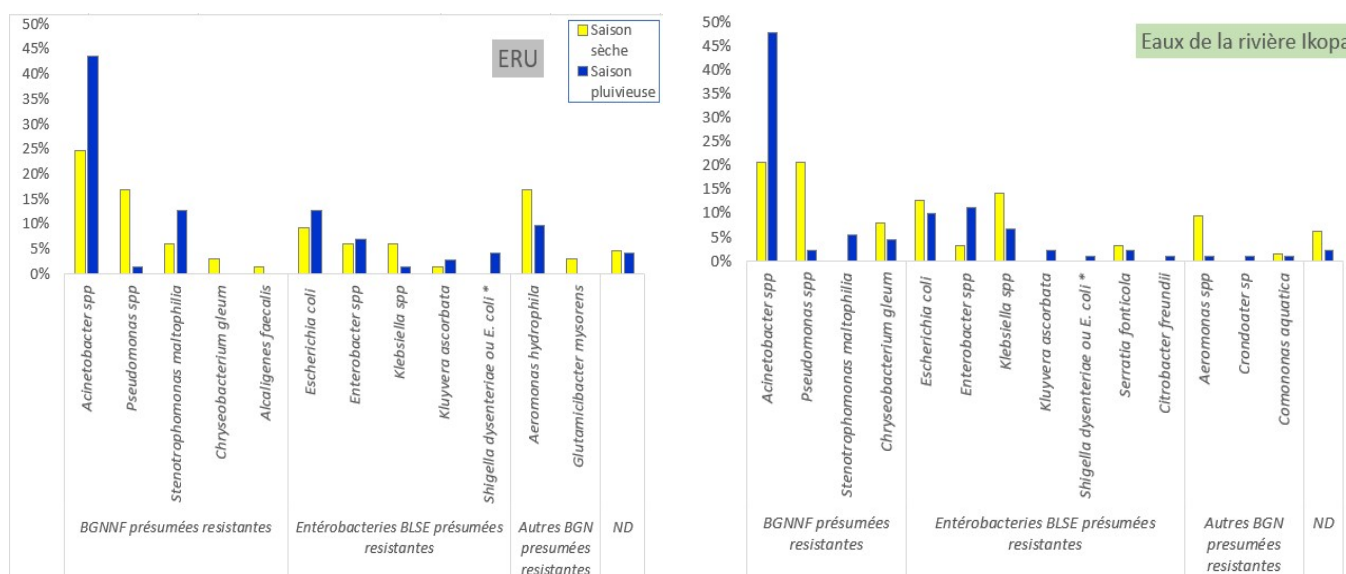
DCO : Demande chimique en oxygènes dissoutes

DBOn : Demande biochimique en oxygènes dissoutes pour la dégradation des charges organiques en n jours (pour notre cas 5jours)

N : Teneur en nitrates en mg/litre

P : Teneur en phosphates en mg/litre

3.4. Autres bactéries productrices de BLSE présumées résistantes dans les hydrosystèmes



(*) proche de *Shigella* / *Escherichia fergusonii* mais ne peut en être distingué avec certitude pour le moment par MALDI-TOF

ERU : Eaux résiduelles urbaines

BGNF : bactéries à gram (-) non fermentaires

BGN : bactéries à gram (-)

ND : non déterminé

Figure 6a : Variation saisonnière du profil de résistance présumée des communautés bactériennes sur milieu BLSE dans les ERU, en % (2021-2022)

Figure 6b : Variation saisonnière du profil de résistance présumée des communautés bactériennes sur milieu BLSE dans la rivière de l'Ikopa, en % (2021-2022)

L'analyse des rejets résiduels d'Antananarivo a révélé une prédominance des *E. coli* BLSE parmi les entérobactéries présumées résistantes, représentant 11% (n = 72) des isolats (Figure 6b) et dans la rivière de l'Ikopa, 13% (n = 72) (Figure 6a).

Parmi les bactéries environnementales BLSE présumées résistantes aux antibiotiques, les bacilles à Gram négatif non fermentaires, notamment les *Acinetobacter spp*, dominent les échantillons d'eaux usées d'Antananarivo avec une fréquence de résistance pouvant atteindre 44%. Cette tendance est encore plus marquée dans les eaux brutes, où elles représentent jusqu'à 49% des isolats. Par ailleurs, nous observons une légère augmentation de la fréquence de résistance présumée de ces bactéries pendant la saison des pluies.

Les autres bactéries à Gram négatif présumées résistantes détectées dans ces deux types d'eau sont dominées par les *Aeromonas hydrophila*.

4. DISCUSSIONS

Contamination du bassin versant de l'Ikopa par des *E. coli* productrices de BLSE

Les résultats confirment que le bassin versant de l'Ikopa présente une contamination des eaux de surface par les *E. coli* productrices de β -lactamases à spectre étendu (BLSE). Les eaux résiduelles urbaines apparaissent comme les principales sources de contamination de la rivière, illustrant un phénomène d'antibiorésistance lié à l'urbanisation et au déficit d'assainissement [2], [20].

Malgré la capacité d'autoépuration de la rivière, la pression anthropique exercée sur l'Ikopa contribue à maintenir un niveau de contamination chronique [21]. Toutefois, cette pression tend à atténuer l'effet des zones fortement peuplées sur la fréquence de résistance observée. Ce constat corrobore les travaux de Hobeika W. (2021), Rahajanaharimamonjy & Razanamparany (2022) et

Hadjira (2022) qui soulignent le rôle du dynamisme spatio-temporel et de la résilience écosystémique des cours d'eau urbains dans la modulation des charges microbiennes, [19], [22] et [23].

Effets cumulatifs et facteurs de sélection de la résistance

La variation de la fréquence de résistance observée dans les eaux de l'Ikopa découle d'un effet cumulatif complexe, résultant des interactions entre communautés bactériennes, gènes de résistance et substances actives présentes dans l'eau [24]. Ces éléments sont continuellement exposés à des facteurs de pression de sélection tels que les matières en suspension, les biofilms, les résidus pharmaceutiques et les pesticides confirmé par Ramiaramanana & Teller (2021) et Ognard & Taglioni (2019) [2], [4].

Même à faible dose, ces expositions multiples favorisent la co-sélection et la propagation de résistances multiples, phénomène déjà décrit par Khalfallah (2021) Romaisa (2018) et Wyres et al. (2019) [24], [25], [26]. L'Ikopa agit ainsi comme un réacteur écologique où les interactions biophysiques et chimiques renforcent la persistance des résistances.

Influence des facteurs climatiques et urbains

La variabilité climatique apparaît comme un déterminant majeur de l'évolution de la résistance des *E. coli* productrices de BLSE. Les épisodes pluvieux accentuent la dissémination saisonnière des bactéries résistantes dans les hydrosystèmes urbains d'Antananarivo, en entraînant le ruissellement des effluents contaminés vers la rivière principale [27].

En milieu dense, la contamination provient principalement des rejets d'eaux usées non contrôlés : déversements illicites, débordements d'égouts unitaires (DEU) ou sanitaires (DES) [28]. Ces rejets massifs, souvent consécutifs à des déficiences du réseau d'assainissement, aggravent la charge microbienne des eaux de surface.

Rôle limité des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques mesurés dans la rivière de l'Ikopa ne semblent pas exercer d'influence significative sur la dissémination de la résistance. Cette observation rejoint les résultats bactériologiques suggérant que l'Ikopa conserve une capacité de dilution et de transformation des polluants reçus, modulée par des facteurs biologiques, chimiques et physiques [19], [25].

Cependant, l'absence d'infrastructures d'épuration dans la ville d'Antananarivo accentue les dépôts localisés et l'envasement du lac de Mandrozeza, bassin de clarification des eaux destinées à la consommation municipale [3], [4]. Les eaux usées non traitées constituent ainsi un réservoir critique de bactéries pathogènes, Des gènes de résistance et de résidus médicamenteux, renforçant la contamination du cycle domestique de l'eau et sa rétroaction sur les écosystèmes urbains [30]. Cette situation illustre la vulnérabilité structurelle des villes d'Afrique subsaharienne face à la pollution biologique [21].

Impacts écologiques et sanitaires

La dégradation des zones aquatiques du bassin de l'Ikopa menace directement la biodiversité et compromet la qualité écologique des eaux. Comme l'ont montré Moujahid et al. (2015) [29], les contaminants ne restent pas confinés aux points de rejet : ils sont redistribués vers l'aval lors des crues, s'accumulant dans les retenues et zones humides.

Les polluants chimiques persistants se distinguent par une durée de vie supérieure à celle des charges biochimiques oxydables (DCO/DBOn > 3 sur le site D), ce qui favorise la bioaccumulation et la contamination diffuse [23]. Cette dynamique se traduit par une variabilité temporelle des concentrations en *E. coli* BLSE, fortement corrélée aux épisodes de ruissellement.

Indicateurs trophiques et eutrophisation

L'analyse du rapport azote/phosphore (N/P) indique une pollution d'origine majoritairement organique, issue de la décomposition de matière naturelle, complétée par des rejets domestiques. Les valeurs comprises entre 10 et 20 traduisent un risque d'eutrophisation modérée, notamment à l'aval du canal Andriantany et les prélèvements d'eau brute au niveau d'Ambohitrinanjaka [19].

Cet enrichissement trophique favorise la dégradation de la qualité de l'eau, la consommation d'oxygène dissous et l'altération des usages (eau potable, irrigation rizicole et cressiculture) [32]. Ces impacts écologiques se doublent d'un risque sanitaire accru, la rivière constituant un réservoir environnemental d'antibiorésistance.

Diversité bactérienne et émergence de nouvelles résistances

La détection d'autres bactéries environnementales productrices de BLSE met en évidence la diversité des espèces impliquées dans la dissémination de la résistance. Les *Acinetobacter spp.*, bactéries opportunistes multirésistantes à fort potentiel pathogène, prédominent dans les échantillons, conformément aux observations de Kaboré et al. (2016) et Rabenirina (2016) [11], [12].

De même, la présence d'*Aeromonas hydrophila*, ubiquiste dans les milieux aquatiques, pourrait jouer un rôle d'amplificateur écologique de la résistance en interagissant avec d'autres espèces bactériennes [25], [33]. Ces résultats justifient la mise en place d'une surveillance systématique des eaux de l'Ikopa et d'un traitement à la source des eaux résiduaires, particulièrement en saison pluvieuse, comme le recommandait déjà Ramaroson (1997) et Bastaraud (2019) [3], [34].

5. CONCLISUION

Les résultats de l'étude ont démontré de manière probante que la gestion de l'eau influence significativement la dissémination de la résistance bactérienne dans les eaux superficielles trans-urbaines d'Antananarivo. La présence notable d'*Escherichia coli* et d'*Acinetobacter spp.* productrices de BLSE dans les eaux résiduaires urbaines et de la rivière de l'Ikopa révèle non seulement un risque environnemental mais aussi une menace émergente pour la santé publique. Ces observations mettent en lumière la vulnérabilité des hydrosystèmes urbains face aux interactions complexes entre pression anthropique, changement climatique et insuffisance des infrastructures d'assainissement.

Dans un contexte où la résistance aux antimicrobiens s'impose comme un défi mondial, Antananarivo illustre la nécessité urgente d'une action coordonnée et multisectorielle. L'adoption d'une approche « One Health » intégrant la santé humaine, animale et environnementale constitue un levier essentiel pour anticiper, surveiller et atténuer les risques liés à l'antibiorésistance. Cette approche doit s'appuyer sur des dispositifs locaux de surveillance microbiologique, une meilleure gestion des eaux usées et pluviales et un renforcement des politiques publiques d'assainissement.

Enfin, ce papier appelle à un changement de paradigme : considérer l'eau non plus uniquement comme une ressource mais comme un vecteur de santé publique et un indicateur de durabilité urbaine. Les décideurs ont ici une responsabilité déterminante : investir dans la recherche, l'innovation et la gouvernance intégrée de l'eau afin de préserver les écosystèmes et la santé des populations. C'est à ce prix qu'Antananarivo et, plus largement, les villes d'Afrique subsaharienne pourront transformer le défi de la résistance antimicrobienne en une opportunité de transition vers une gestion durable et résiliente des ressources en eau.

Références

- [1] Kailou Djibo A., Moretto L., Zakari M. M. (2021) Étalement urbain et service d'eau potable dans la ville de Zinder au Niger African Cities Journal, 2(2)
- [2] Ramiaramanana FN & Teller J. (2021) Urbanization and Floods in Sub-Saharan Africa: Spatiotemporal Study and Analysis of Vulnerability Factors—Case of Antananarivo Agglomeration (Madagascar). Water. ;13(2):149.
- [3] Ramaroson J de D. (1997) Contribution à l'étude des déchets solides de la Communes de Tanjombato (Antananarivo, Madagascar). [Suisse]: École polytechnique fédérale de Lausanne
- [4] Ognard, C., & Taglioni, F. (2019). Ressource en eau et fabrique du risque sanitaire au prisme de l'analyse de la vulnérabilité dans la capitale malgache. Les Cahiers d'Outre-Mer. Revue de géographie de Bordeaux, 72(280), 439-467.
- [5] Levy, S. B. (1995). Antimicrobial resistance: a global perspective. Antimicrobial Resistance: A Crisis in Health Care, 1-13.
- [6] College of Family Physicians of Canada (2016). La résistance aux antimicrobiens : une menace à la santé mondiale. 62(11) : e659-e660. French. PMID: 28661884; PMCID: PMC9844568.

- [7] Organisation Mondiale de la Santé (2021). Résistance aux antimicrobiens et plan-cadre de coopération des Nations Unies pour le développement durable : Orientations pour les équipes de pays des Nations Unies. Food & Agriculture Organisation
- [9] Hartmann A. (2017) Les souches d'Escherichia coli résistantes aux antibiotiques. Cah Rech Santé Environnement Trav. 2017;10:40 1
- [10] Anjum MF, Schmitt H, Börjesson S, Berendonk TU, Donner E, Stehling EG, et al. (2021) The potential of using E. coli as an indicator for the surveillance of antimicrobial resistance (AMR) in the environment. Curr Opin Microbiol. ;64:152 8
- [11] Rabenirina SG. (2016) Résistance aux antibiotiques des entérobactéries en Guadeloupe : importance en milieu communautaire et diffusion environnementale [Internet] [These de doctorat]. Antilles
- [12] Kaboré WA, Konaté A, Bako E, Serge Bagré T, Boisramé S, Chandad F, et al. (2016) Détection d'Acinetobacter baumannii, agent pathogène opportuniste et multirésistant dans les infections bucco-dentaires à Ouagadougou, Burkina Faso. Médecine Buccale Chir Buccale. ;22(2):105 12
- [13] Togola A. (2018) État de la contamination des eaux usées, eaux superficielles et eaux souterraines par les substances pharmaceutiques. Environ Risques Santé. ;17(Hors-serie):7 14
- [14] Lesne, J., & Baron, S. (2022). La résistance bactérienne aux antibiotiques : stratégies de lutte One Health ou Global Health et normes sociales de comportement individuel. Environnement, Risques & Santé, 21(4), 303-309.
- [15] Chambers JM, Hastie T. (1992) Statistical models in S [Internet]. Pacific Grove, Calif. : Wadsworth & Brooks/Cole Advanced Books & Software; 630 p.
- [17] Tramblay Y, Rouché N, Paturel JE, Mahé G, Boyer JF, Amoussou E, et al. (2021) ADHI: the African Database of Hydrometric Indices (1950–2018). Earth Syst Sci Data ;13(4):1547 60
- [18] Reggam, A., Bouchelaghem, H., & Houhamdi, M. (2015) Physico-chemical quality of the waters of the Oued Seybouse (Northeastern Algeria): Characterization and Principal Component Analysis. J Mater Environ Sci. ;6(5) :1417 25
- [19] Rahajanaharimamonjy, F. M., & Razanamparany, B. (2022) Etudes physico-chimiques et microbiologiques de ressource en eau : cas de l'Ikopa. Le developpement, 21.
- [20] Harpet C. (2022) Chapitre 9 - L'antibiorésistance sous le microscope des sciences humaines et sociales. In: L'antibiorésistance : Un fait social total [Internet]. Versailles : Éditions Quæ; p. 111 28.
- [21] Da, L., Somé, D., Yehouenou, C., Somé, C., Zoungrana, J., Ouédraogo, A. S., ... & Poda, A. (2023). État des lieux de la résistance aux antibiotiques en Afrique subsaharienne. Médecine et Maladies Infectieuses Formation, 2(1), 3-12.
- [22] Hobeika W. (2021) Dissémination sous pression anthropique et de la saisonnalité de bactéries résistantes dans les fleuves du Liban [Internet] [phdthesis]. Université de Limoges ; Université Saint-Joseph (Beyrouth)
- [23] Hadjira, BENHEDID (2022). Etude spatio-temporelle de la pollution azotée des eaux de la nappe superficielle à Oued M'Zab (Algérie) (Doctoral dissertation, Université Kasdi Merbah Ouargla).
- [24] Lecomte, V., Artigas, J., Bonnineau, C., Brelot, E., Dagot, C., Hocquet, D., ... & Pesce, S. (2023) Contamination des milieux aquatiques par les résidus de médicaments : exposition, risques écotoxicologiques, antibiorésistance et leviers d'actions | Cairn.info
- [24] Khalfallah Amina MD, Ikhlas S. (2021) Degrés de contamination et isolement des Bactéries multi-résistantes aux Antibiotiques dans l'eau de l'Oued Seybouse « Guelma, Nord-Est de l'Algérie »
- [25] Romaissa C, Nesrine S. (2018) Étude de l'antibiorésistance et de la tolérance aux métaux lourds des entérobactéries et des staphylocoques. SNV.STU

- [26] Wyres KL, Hawkey J, Hetland MAK, Fostervold A, Wick RR, Judd LM, et al. (2019) Emergence and rapid global dissemination of CTX-M-15-associated *Klebsiella pneumoniae* strain ST307. *J Antimicrob Chemother.* ;74(3):577 81
- [27] Almakki, A., Jumas-Bilak, E., Marchandin, H., & Licznar-Fajardo, P. (2019). Antibiotic resistance in urban runoff. *Science of the Total Environment*, 667, 64-76.
- [28] Madoux-Humery Anne-Sophie. (2015) Carcterisation des debordements d'egouts unitaires et evaluation de leurs impacts sur la qualité de l'eau au niveau des prises d'eau potable. PolyPublie polytechnique Montréal
- [29] Moujahid, M., Stour, L., & Agoumi, A. (2015). Drainage urbain et changement climatique: limites de la modélisation. *La Houille Blanche*, (1), 71-75.
- [30] Liguori K, Keenum I, Davis BC, Calarco J, Milligan E, Harwood VJ, et al. (2022) Antimicrobial Resistance Monitoring of Water Environments: A Framework for Standardized Methods and Quality Control. *Environ Sci Technol.* ;56(13):9149 60
- [32] Dabat, M. H., Andrianarisoa, B., Aubry, C., Evelyne, F. R., Randrianasolo, H., Rakoto, N., ... & Trèche, S. (2010). Production de cresson à haut risque dans les bas fonds d'Antananarivo?. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 10(2).
- [33] Vasanthrao R, Chattopadhyay I. (2023) Impact of environment on transmission of antibiotic-resistant superbugs in humans and strategies to lower dissemination of antibiotic resistance. *Folia Microbiol (Praha)* ;68(5):657 75
- [34] Bastaraud, A. (2019). Facteurs environnementaux et qualité microbiologique de l'eau potable dans les villes à faible revenu, cas de Madagascar (Doctoral dissertation, Université Paris Saclay (COMUE)).