

Caractéristiques et qualité des eaux usées du Canal de la SIG Madina (Conakry)

Aissatou Bah

Laboratoire de Chimie Analytique, Département de Chimie,
Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée

Mamadou Yaya Balde

Laboratoire de Chimie Analytique, Département de Chimie,
Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée
Laboratoire de Microbiologie de l'Institut de Recherche en Environnement
de Guinée (IREG), Guinée

Département de Chimie Inorganique, Université de Yaoundé, Cameroun

Alpha Oumar Diallo

Laboratoire de Chimie Analytique, Département de Chimie,
Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée
Laboratoire de Microbiologie de l'Institut de Recherche en Environnement
de Guinée (IREG), Guinée

Alpha Soumah

Alpha Oumar Bah

Laboratoire de Chimie Analytique, Département de Chimie,
Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée

Approved: 08 June 2026
Posted: 10 June 2026

Copyright 2026 Author(s)
Under Creative Commons CC-BY 4.0
OPEN ACCESS

Cite As:

Bah, A., Balde, M.Y., Diallo, A.O., Soumah, A., & Bah, A.O. (2026). *Caractéristiques et qualité des eaux usées du Canal de la SIG Madina (Conakry)*. ESI Preprints.
<https://doi.org/10.19044/esipreprint.6.2026.p329>

Résumé

Cette étude porte sur la caractérisation physico-chimique et microbiologique des Eaux Usées Brutes (EUB) du canal de la SIG Madina à Conakry (République de Guinée), afin d'évaluer le niveau de pollution et les risques sanitaires associés. Des prélèvements ont été effectués en amont, au centre et à l'aval du canal, suivis d'analyses des paramètres physico-chimiques et microbiologiques. Les résultats révèlent une forte dégradation de la qualité des eaux, marquée par des concentrations élevées en sulfates,

phosphates, nitrates, cuivre et zinc, dépassant les limites recommandées par l'OMS (2021). Les valeurs importantes de DCO et de DBO₅ traduisent une forte charge en matières organiques biodégradables, liée principalement aux rejets domestiques et aux activités anthropiques. Les analyses microbiologiques mettent également en évidence une contamination fécale importante, caractérisée par des teneurs élevées en coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux sur l'ensemble du canal. Bien qu'une légère diminution des charges polluantes soit observée vers l'aval grâce à des phénomènes naturels de dilution et d'autoépuration, les concentrations mesurées demeurent supérieures aux normes sanitaires. Ces résultats soulignent la nécessité urgente de mettre en place des systèmes efficaces de traitement des eaux usées et de gestion des déchets afin de réduire les risques sanitaires et environnementaux.

Mots-clés : Caractéristiques des eaux usées ; qualité des eaux ; paramètres physicochimiques ; paramètres microbiologiques

Characteristics and Quality of Wastewater in the SIG Madina Canal (Conakry)

Aissatou Bah

Laboratoire de Chimie Analytique, Département de Chimie,
FS – Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée

Mamadou Yaya Balde

Laboratoire de Chimie Analytique, Département de Chimie,
FS – Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée

Laboratoire de Microbiologie de l'Institut de Recherche en Environnement
de Guinée (IREG), Guinée

Département de Chimie Inorganique, Université de Yaoundé, Cameroun

Alpha Oumar Diallo

Laboratoire de Chimie Analytique, Département de Chimie,
FS – Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée

Laboratoire de Microbiologie de l'Institut de Recherche en Environnement
de Guinée (IREG), Guinée

Alpha Soumah

Alpha Oumar Bah

Laboratoire de Chimie Analytique, Département de Chimie,
FS – Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée

Abstract

This study focuses on the physicochemical and microbiological characterization of raw wastewater (RWW) from the SIG Madina canal in Conakry, Guinea, to assess its pollution levels and associated health risks. Samples were taken upstream, in the middle, and downstream of the canal, followed by analyses of physicochemical and microbiological parameters. The results reveal a significant degradation of water quality, marked by high concentrations of sulfates, phosphates, nitrates, copper, and zinc, exceeding the limits recommended by the WHO (2021). The high COD and BOD₅ values indicate a high load of biodegradable organic matter, primarily linked to domestic wastewater and human activities. Microbiological analyses also highlight significant fecal contamination, characterized by high levels of total coliforms, fecal coliforms, and fecal streptococci throughout the canal. Although a slight decrease in pollutant loads is observed downstream due to natural dilution and self-purification processes, the measured concentrations remain above health standards. These results underscore the urgent need to implement effective wastewater treatment and waste management systems to reduce health and environmental risks.

Keywords: Wastewater characteristics; water quality; physicochemical parameters; microbiological parameters

I. Introduction

L'eau, élément essentiel dans la vie a subi de nombreuses transformations qualitatives et quantitatives ses dernières années. Le développement agro-alimentaire et industriel est la principale cause de sa pollution (*Abahi et al., 2023a*). L'être humain cherche le confort et développe son mode de vie au détriment de la nature. Au début l'homme ne prêtait pas trop attention à cette pollution, vu que la dégradation des produits qu'il jetait se faisait par la nature « la biodégradabilité », en se basant sur l'autoépuration naturelle de l'eau. Mais l'augmentation des quantités de rejets et leur complexité a rendu la nature incapable de corriger seule nos erreurs (*Abdaoui Nour El Houda, 2024*). La concurrence grandissante entre les usages agricoles, industriels et urbains des approvisionnements en eau douce de haute qualité, dans les régions à forte densité de population accroît la pression sur cette ressource toujours plus rare (OMS, 2012). Différents chercheurs se sont consacrés à l'eau et à l'identification de ses polluants et leurs traitements (*Daloba, 2021*).

Il est très important de disposer des outils capables de détecter la présence des polluants ou des substances toxiques au sein des milieux aqueux, tels que les écosystèmes aquatiques, l'eau des stations d'épuration, les effluents industriels dans le domaine de l'environnement. Le problème de pollution de l'eau par les matières organiques devient de plus en plus inquiétant et critique (*Abahi et al., 2023b*).

Dans les zones urbaines en développement comme Conakry, la gestion des eaux usées constitue un enjeu majeur pour la protection de l'environnement et de la santé publique. Le canal de la SIG Madina (République de Guinée), situé dans l'une des zones les plus peuplées de la capitale, joue un rôle essentiel dans l'évacuation des eaux pluviales et des eaux usées domestiques. Cependant, en raison de l'insuffisance des infrastructures d'assainissement et des pratiques inadaptées, ce canal est devenu un réceptacle de divers rejets, notamment des déchets solides et des effluents non traités (*Daloba, 2021*). L'accumulation de ces polluants altère fortement les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des eaux, entraînant une dégradation importante du milieu environnemental. Cette situation favorise non seulement la pollution de l'environnement, mais aussi la propagation de maladies hydriques et la détérioration des conditions de vie des populations riveraines (*Bounoua Cherifa & Rima, 2017*).

Spécifiquement les eaux usées du canal de la SIG Madina, aboutissant en mer, constituent un enjeu majeur de pollution marine et des

sols. C'est dans ce cadre que cette étude a été initiée en vue d'apprécier l'impact de ces eaux dans l'écosystème aquatique.

Pour mener à bien cette étude, l'analyse des eaux du canal de la SIG Madina (République de Guinée) a été effectuées au Laboratoire de chimie inorganique de l'Institut de Recherche en Environnement de Guinée (IREG) en vue d'identifier leurs caractéristiques physicochimiques et microbiologiques. Ce qui permettra de comprendre le niveau de pollution et de proposer des pistes de solutions pour une gestion durable et de préserver l'écosystème aquatique directement impacté.

II Matériel et méthode

II.1 Présentation de la zone L'étude

Le canal de la SIG Madina (République de Guinée), objet principal de la présente étude, est situé en grande partie dans l'enceinte de l'Université Gamal Abdel Nasser de Conakry. Conçu en 2014 sur une distance de 440,1m avec une profondeur de 1,20m ; ce canal a pour but principal de drainer, vers la mer, les eaux usées domestiques et les eaux de ruissellement provenant de plusieurs installations du campus universitaire et de ses environs immédiats. Au cours de cette étude, trois points de prélèvement ont été ciblés sur ce canal (**Figure 1**) : l'amont (sud-est de l'UGANC, noté A), le centre (noté M) et l'aval (nord de l'UGANC, noté Av). Chaque point a été choisi de façon à représenter différentes zones d'influence hydrologique et anthropique le long du canal.

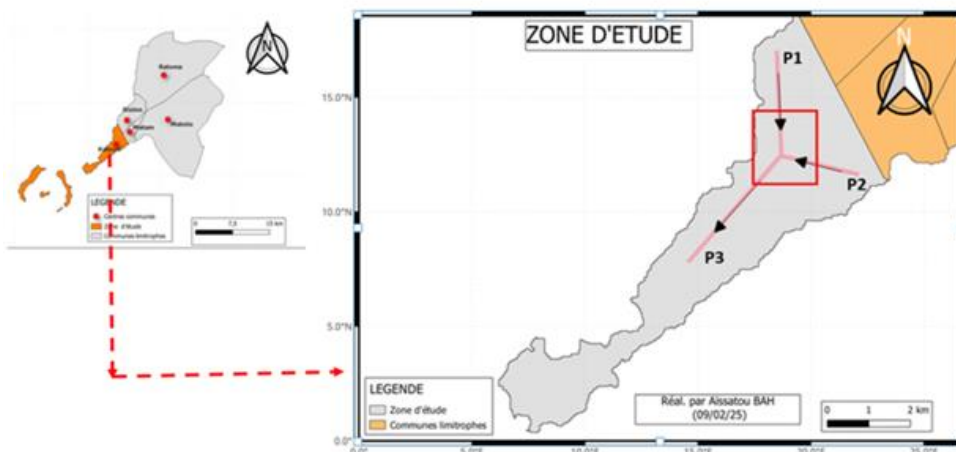


Figure 1 : Illustration de la zone d'étude : P1 amont, P2 Centre et P3 aval

II.2 Stratégie d'échantillonnage

Les prélèvements ont été réalisés en triplicat ($n = 3$ essais par point de prélèvement ; soit 9 échantillons au total) afin de garantir la représentativité et la reproductibilité des mesures. Les échantillons ont été collectés le 14

décembre 2024, très tôt le matin, dans des bouteilles stériles de 5 L, étiquetés et conservés à 4 °C dans une glacière avant leur transport au laboratoire. Les analyses ont été effectuées dans un délai maximal de 24 heures après le prélèvement, conformément aux recommandations de l'OMS (2021) et aux normes standard des méthodes d'analyse de l'eau (APHA, 2017).

La reproductibilité des mesures a été vérifiée par le calcul de l'écart type (σ) pour chaque paramètre et chaque point de prélèvement.

II.3 Matériels utilisés

Pour la réalisation de ce travail, différents équipements de prélèvement, de conservation et d'analyse ont été utilisés, notamment :

- ✓ Équipements de terrain : bouteilles de 5 L stériles, marqueur, gants en latex, glacière réfrigérée ;
- ✓ Appareils de mesure physico-chimique : conductimètre HANA LF 330, turbidimètre, pH-mètre/thermomètre portable modèle 550 Jenway, DComètre, DBOmètre, spectrophotomètre, oxymètre ;
- ✓ Équipements de laboratoire microbiologique : autoclave Sanyo MLS-3750, autoclave vertical Lequeux AVX 34/60, centrifugeuse réfrigérée Jouan MR22i, hotte à flux laminaire PSM MSC Avantage 1.8 (EN12469), bain-marie Pura 14 Julabo, étuve bactériologique Jouan EB 170, broyeur de type Stomacher, compteur de colonies Astor 20 ;
- ✓ Matériels de filtration et de mesure de précision : balance de précision EW-N/EG-N, pipettes Pasteur, réfrigérateurs (Genlab et Liebert), bain-marie JULABO, godet de filtration NALGENE, distillateur JOUAN, micropipette VWR 100 μ L, microscope optique binoculaire MOTIC ;
- ✓ Verrerie et consommables : flacons Pyrex, éprouvette graduée DURAN, boîtes de Pétri RODAC, membranes de filtration MILLIPORE 0,45 μ m.

II.4 Evaluation des paramètres physicochimiques

L'évaluation des paramètres physico-chimiques a été réalisée conformément aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), ces paramètres permettent d'apprécier l'état général de l'eau usée, son degré de pollution, son niveau de minéralisation ainsi que les conditions physico-chimiques susceptibles d'influencer les processus biologiques et chimiques.

Dans le cadre de cette étude, les paramètres physico-chimiques analysés comprennent notamment : le pH, la température, le pouvoir redox, la conductivité électrique, les solides totaux dissous (TDS), les matières en suspension (MES), la turbidité, les ions majeurs tels que les sulfates et les

phosphates, les formes azotées (nitrates et nitrites), l'oxygène dissous, la demande biologique en oxygène (DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO), ainsi que certains métaux (fer, cuivre, zinc) et le potassium. L'analyse de ces paramètres permet d'évaluer la charge organique et minérale des eaux usées, d'identifier les principales sources de pollution.

La référence normative utilisée dans cette étude est : World Health Organization (WHO). (2021). Guidelines for Drinking-Water Quality: Fourth Edition Incorporating the First and Second Addenda. Genève : OMS. ISBN 978-92-4-149995-0. Cette publication fixe les valeurs limites pour l'eau potable et constitue également la référence internationale la plus utilisée pour l'évaluation des eaux usées rejetées dans l'environnement.

II.5 Évaluation des paramètres microbiologiques

L'évaluation des paramètres microbiologiques est indispensable pour apprécier le niveau de contamination biologique des eaux usées et les risques sanitaires associés à leur rejet dans l'environnement. Dans cette étude, l'analyse microbiologique porte sur la détermination des coliformes totaux (CT), des coliformes fécaux (CF, *Escherichia coli*) et des streptocoques fécaux (SF, entérocoques). Ces groupes bactériens sont largement reconnus comme indicateurs de contamination fécale (OMS, 2021 ; WHO, 2021).

La méthode de filtration sur membrane (0,45 µm, MILLIPORE) a été utilisée, suivie d'une incubation sur milieux sélectifs :

- ✓ Coliformes totaux : milieu Tergitol 7, incubation à 35 °C ± 1 °C pendant 24 à 48 h ;
- ✓ Coliformes fécaux (*E. coli*) : milieu mFC, incubation à 44,5 °C ± 0,2 °C pendant 24 h ;
- ✓ Streptocoques fécaux : milieu de Slanetz-Bartley, incubation à 37 °C pendant 48 h.

Les résultats sont exprimés en unités formant colonie par 100 mL (UFC/100 mL). Les seuils de conformité retenus sont ceux de la norme OMS (2021) : ≤ 1 000 UFC/100 mL pour les coliformes totaux et fécaux, et < 100 UFC/100 mL pour les streptocoques fécaux.

II.6 Traitement statistique des données

L'ensemble des données a été traité statistiquement en calculant, pour chaque paramètre et chaque point de prélèvement, la moyenne arithmétique (\bar{x}) et l'écart type (σ) selon la formule :

$$\sigma = \sqrt{[\Sigma(x_i - \bar{x})^2/n]}$$

où n = 3 (nombre d'essais). Un faible écart type (σ proche de 0) traduit une excellente reproductibilité des mesures et pourrait confirmer la fiabilité des résultats. La comparaison avec la norme OMS (2021) sera effectuée sur la base des moyennes calculées.

III Résultats et discussion

III.1 Caractéristiques physicochimiques des échantillons

Les résultats d'évaluation du pH, de la température, du pouvoir redox et de la conductivité des échantillons d'eaux usées brutes sont représentés par la **Figure 2**. Le tableau I récapitule les valeurs moyennes et écarts types de ces quatre paramètres fondamentaux.

Pour l'ensemble des échantillons le pH varie de 7,20 à 7,50 en amont, de 5,07 à 5,09 au milieu et de 5,10 à 5,13 en aval (**Figure 2a**). L'observation de ces résultats montre que le pH des échantillons prélevés au centre et en aval sont plus faibles et quasiment identiques révélant un caractère plus acide.

La moyenne du pH (7,36) des échantillons prélevés en amont révèle un caractère légèrement basique ; ce qui est bénéfique pour leur potabilité après traitement. D'après la norme de l'*OMS (2021)*, un pH situé entre 6,5 et 8,5 facilite une désinfection efficace tout en prévenant la corrosion des réseaux. Par ailleurs, cette valeur moyenne du pH, proche du pH neutre, favorise la stabilité chimique et réduit la dissolution des métaux (*Rodier et al., 2009 ; Ikene & Messad, 2022*). Par contre le caractère acide des eaux usées prélevées au milieu et en aval pourrait être justifié soit par une pollution locale (déversements, activités humaines), soit par l'existence de sols acides sur le lit du canal qui affectent la composition de l'eau et l'abaissement du pH.

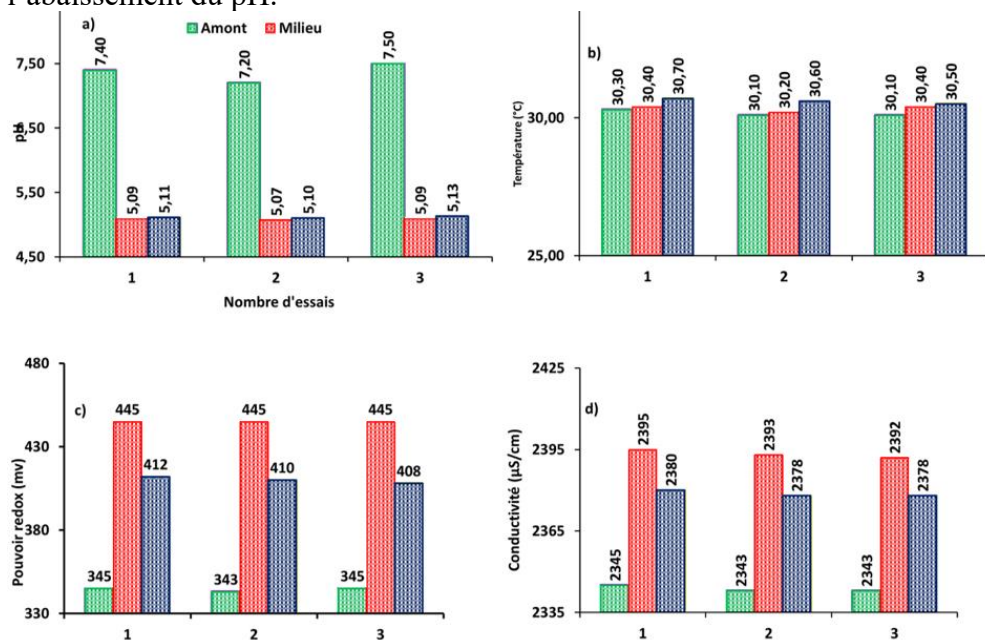


Figure 2: Evolution du pH (a), de la température (b), du pouvoir Redox (c) et de la conductivité (d) des échantillons d'eau

Tableau I : Paramètres physiques des eaux usées du canal

Paramètre	Norme OMS 2021	Amont (A)	Centre (M)	Aval (Av)
		$\bar{x} \pm \sigma$		
pH	6,5 – 8,5	7,36 ± 0,12	5,08 ± 0,01	5,12 ± 0,02
Température (°C)	< 30	30,20 ± 0,10	30,30 ± 0,10	30,60 ± 0,10
Potentiel Redox (mV)	—	344 ± 1,0	445 ± 0,0	410 ± 2,0
Conductivité (µS/cm)	< 2 500	2 344 ± 5	2 393 ± 4	2 378 ± 3

Certaines études soutiennent qu'un pH bas indique généralement une eau affectée par des intrants acides (pluies acides, rejets industriels, décomposition de matières organiques) (Sigg & Stumm, 2016 et Mouas & Mazouni, 2024). Ainsi, il est à retenir qu'une eau à caractère acide, tel qu'on vient de le démontrer pour les échantillons prélevés au centre et en aval du canal, favorise l'accumulation des métaux tels que le fer, le cuivre ou le plomb (Sawyer et al., 2003 ; Mouas najat & Mazouni Dyhia, 2024).

En somme, les résultats d'analyse du pH des échantillons effectués sur les eaux usées du canal de la SIG Madina montrent qu'en amont le pH est conforme aux normes de l'OMS 2021 (6,5 – 9,0), cependant, au milieu et en aval du canal les valeurs restent au-dessous de la limite définie par la norme. Ces observations indiquent une dégradation progressive de la qualité de l'eau tout au long du canal. Ce qui justifierait l'influence d'activités anthropique et/ou géochimique locale évoquée ci-haut.

Tout comme le pH, la température des échantillons (**Figure 2b**) a été évaluée in situ et elle varie en amont de 30,10°C à 30,30°C, au centre elle oscille entre 30,20 à 30,40°C et en aval de 30,50°C à 30,70 °C. L'observation des résultats montre que les températures des échantillons d'eaux à l'amont sont les plus faibles que celles obtenues au centre et en aval avec un accroissement de 1,43 % de la température (Ikene & Messad, 2022). Par ailleurs, il importe de signaler que la température moyenne globale des différents échantillons est légèrement au-dessus de la norme OMS <30°C. Cette différence de température par rapport à la limite définie par la norme pourrait influencer négativement la qualité des eaux tel qu'il a été mentionné dans la littérature.

En effet, l'élévation de la température pourrait s'expliquer par une exposition directe au soleil des points de collecte, la faible profondeur du canal ou encore une influence d'origine humaine liée aux déversements de déchets. Ce qui amplifie la multiplication des germes pathogènes et diminue l'efficacité des produits désinfectants tels que le chlore (OMS, 2017 ; Rodier et al., 2009). A titre d'exemple, il a été démontré par Sawyer et ses collaborateurs qu'une température élevée favorise une diminution de l'oxygène dissous et perturbe l'équilibre écologique de l'environnement aquatique (Sawyer et al., 2003 et Mohamed Mustapha, 2024).

La **Figure 2c** nous montre l'évolution du Pouvoir Redox, exprimé en millivolt. Les échantillons d'EUB analysés présentent un pouvoir redox variant de 343 mV à 345 mV en amont ; au centre du canal le pouvoir redox est stable et constant 445 mV et de 408 mV à 412 mV en aval.

Il a été observé une augmentation significative du pouvoir redox pour les échantillons d'eau prélevés au centre (29,3%) et en aval (19,8%) du canal, l'accroissement étant plus marqué au niveau du site médian. Cette élévation du potentiel redox traduit un environnement plus oxydant, donc moins réducteur, favorable aux processus d'oxydation. En revanche, le site amont, caractérisé par un potentiel redox plus faible, correspond à un milieu plus réducteur, susceptible de favoriser les réactions de réduction, notamment celles impliquant les nitrates, les sulfates et certains métaux (*Idrissi et al., 2015*).

L'investigation sur les paramètres physicochimiques a été poursuivie par l'évaluation de la conductivité (**Figure 2d**). L'analyse des résultats obtenus sur ce paramètre montre une évolution quasi constante par site de prélèvement. Les valeurs moyennes exprimées en $\mu\text{S}/\text{cm}$ par site sont de 2344 ; 2393 et 2378 respectivement en amont, au milieu et en aval. Une augmentation significative de 2,11% sur l'échantillon du centre du canal et de 1,49% pour celui d'aval. Cet accroissement permet de suggérer une contribution importante en ions dissous, probablement due à des activités humaines ou industrielles selon (*Rodier et al., 2009*). Par ailleurs les valeurs de la conductivité en aval bien que légèrement moins élevée que celle du centre, reste supérieure à celle de l'amont, indiquant un phénomène de dilution ou de filtration naturelle. Cet accroissement de la conductivité pour les sites médian et aval pourrait suggérer une contamination par des polluants dissous, à l'instar des sels provenant des rejets domestiques ou industriels tel que cela a été mentionné dans la littérature (*Medjahed & Zerourou, 2021 et Mohamed Mustapha, 2024a*).

Ainsi ce comportement global de la conductivité indique une détérioration plus accentuée de la qualité de l'eau au centre du canal, due à des actions humaines (déversements, agriculture, etc.) (*Medjahed & Zerourou, 2021*).

Le taux de sels dissous (TDS), de matières en suspension et de la turbidité des échantillons d'eau prélevés aux différents sites sont présentés par la **Figure 3**. Le tableau II récapitule les valeurs moyennes et écarts types de ces trois paramètres.

L'analyse des résultats montre des valeurs assez stables pour l'ensemble des sites de prélèvement avec des valeurs plus marquées en aval et au centre du canal dans la **Figure 3a**. En amont, le TDS oscille dans la fourchette 1171 à 1173 mg/L ; au centre, ils sont compris entre 1196 à 1200 mg/L alors qu'en aval plus stables, le TDS varie entre 1190 à 1191 mg/L.

Cette uniformité indique une dilution efficace des apports (Rodier, 2009). On note une hausse relativement marquée de la valeur mesurée en TDS au centre du canal avec une moyenne 1198 mg/L correspondant à un accroissement de 2,21%. Cette montée pourrait signifier une introduction occasionnelle de polluants d'origine diverses (Ghodbane Sarra, 2021 et Abdaoui Nour El Houda, 2024).

Les MES constituent un critère essentiel pour évaluer la qualité de l'eau, puisqu'elles ont un impact sur la turbidité, restreignent la diffusion de la lumière et perturbent la photosynthèse aquatique (Bali, 2024).

Les résultats obtenus lors de l'évaluation de la matière en suspension (Figure 3b) des échantillons d'eau sont proches les uns des autres pour chaque site de prélèvement donné. On note une stabilité relative suggérant une charge modérée en particules solide. En effet les valeurs évoluent entre 52 à 53mg/L en amont, de 65 à 66 mg/L au centre du canal et de 40 et 42 mg/L en aval. Cependant il existe des écarts remarquables des valeurs mesurées de MES en aval et au centre du canal. En effet un taux d'accroissement de MES de 27,15% a été observé au milieu du canal. Cette hausse marquée est le reflet d'un apport de substances solides, d'érosion des rives, de rejets d'origine humaine et de coulées d'eau urbaines. Par contre en aval on observe une diminution de 27,56% de MES. Cette diminution de MES peut être expliquer par le dépôt naturel des particules solides, la dilution par les affluents ou l'autoépuration du canal (Ikene & Messad, 2022 et Mohamed Mustapha, 2024).

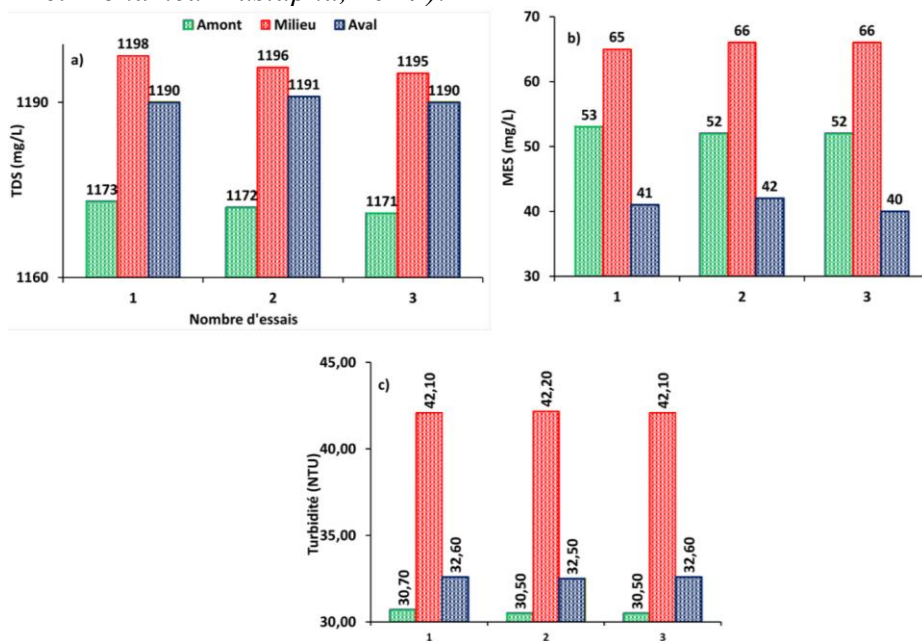


Figure 3: Evolution du Taux de Sels Dissous (a), de la Matière En Suspension (b) et de la Turbidité (c) des échantillons d'eau

L'examen de la turbidité (*Figure 3c*) est aussi essentiel pour apprécier la qualité sanitaire de l'eau, car une forte turbidité peut favoriser la présence de germes pathogènes et réduire l'efficacité des traitements de potabilisation. Cet examen complète l'évaluation des matières en suspension (argiles, limons, matières organiques, micro-organismes), indicatrice du niveau de pollution et de l'érosion.

Il ressort de ces résultats, une évolution de turbidité similaire à celle de MES. La turbidité moyenne, exprimée en NTU, de l'échantillon EUB prélevé en amont est de 30,57. Celle-ci croît considérablement au centre du canal pour atteindre la valeur de 42,13 NTU soit un accroissement de 37,81%. Cet accroissement pourrait correspondre à la présence significative de particules ou de substances colloïdales dans cette région. A l'embourrage du canal, la turbidité retombe à 32,57 NTU en moyenne mais elle reste légèrement supérieure à celle d'en amont avec un taux de 6,54%. Cela indique une éventuelle dilution partielle ou sédimentation des particules suite à leur incorporation dans le milieu, sans pour autant signifier un retour intégral à l'état initial.

Tableau II : TDS, MES et Turbidité des eaux usées du canal

Paramètre	Norme OMS 2021	Amont (A) Centre (M) Aval (Av)		
		$\bar{x} \pm \sigma$		
TDS (mg/L)	< 1 000	1 172 ± 1,0	1 198 ± 2,0	1 190 ± 0,5
MES (mg/L)	< 30	52,3 ± 0,5	65,5 ± 0,5	41,0 ± 1,0
Turbidité (NTU)	< 5	30,57 ± 0,3	42,13 ± 0,5	32,57 ± 0,4

Dans l'ensemble de ces trois paramètres dépasse largement les limites OMS 2021. Les valeurs maximales sont systématiquement observées au centre du canal, reflétant l'intensité des apports anthropiques dans cette zone. Les MES enregistrent une hausse de 27,15 % au centre par rapport à l'amont, liée à l'érosion des berges et aux déversements urbains. La turbidité au centre (42,13 NTU) dépasse de près de 8,4 fois le seuil OMS (5 NTU). En aval, la diminution de la turbidité (-22,7 % par rapport au centre) et des MES (-37,4 %) témoigne de phénomènes de sédimentation et de dilution, sans toutefois atteindre la conformité normative (*Allan & Castillo, 2007; Ndrianirina et al., 2020a et Nadji & Abdelmoumne, 2022*).

L'investigation sur ces échantillons d'eau a été élargie sur la détermination de la concentration en ions sulfates, phosphates, nitrates et nitrites dont les résultats sont présentés par la **Figure 4**. Le tableau III récapitule les valeurs moyennes et les écarts types correspondant.

Il ressort de ces résultats que la concentration maximale en ions sulfates, observée en amont du canal, est de 248,66 mg/L en moyenne. Cette teneur élevée traduit une charge importante en sulfates, probablement liée à des rejets d'origines diverses. Tout au long du canal, une diminution progressive de la concentration en sulfates est observée, avec des moyennes

de 219 mg/L au centre et de 213,66 mg/L en aval, soit un taux de réduction de 16,38 % entre l'amont et l'aval.

L'analyse de la **Figure 4b** met en évidence des concentrations relativement constantes en ions phosphates sur l'ensemble des sites de prélèvement, avec des moyennes respectives de 92,33 mg/L, 92,66 mg/L et 85,13 mg/L en amont, au centre et à l'embouchure du canal. Toutefois, les teneurs les plus élevées ont été enregistrées en amont et au centre, traduisant une pollution accrue en phosphates dans l'environnement du canal, probablement liée à des décharges temporaires ou à des rejets d'eaux résiduaires domestiques (*Ndrianirina et al., 2020b*). La légère diminution observée au centre, avec une baisse des concentrations de 94 à 91 mg/L, pourrait s'expliquer par des mécanismes d'autoépuration, notamment l'assimilation biologique du phosphore par les algues et les macrophytes (*Rodier, 2009 ; Desrosiers, 2023b ; Guerrouf, 2023 et Breault, 2023*).

L'observation de la **Figure 4c** révèle de fortes concentrations en nitrates en amont et au centre du canal, avec des valeurs moyennes respectives de 109,67 mg/L et 107,67 mg/L. La proximité de ces deux valeurs indique l'absence d'augmentation notable des nitrates au milieu du canal, suggérant ainsi que la principale source de contamination se situe en amont. En revanche, une diminution significative est observée en aval, où la concentration moyenne atteint 45,47 mg/L, correspondant à une réduction de plus de 57,8 % par rapport à l'amont (*Ikene & Messad, 2022 et Mohamed Mustapha, 2024*).

L'évolution des concentrations en nitrites dans les différents échantillons d'eau (**Figure 4d**) montre également des teneurs relativement élevées en amont et au centre du canal, avec des moyennes respectives de 0,28 mg/L et 0,33 mg/L. Une augmentation de 17,86 % est ainsi observée au centre du canal. Cette hausse traduit probablement un apport supplémentaire en matière organique ou la dégradation de celle-ci, entraînant une accumulation accrue des nitrites dans le canal (*Camargo & Alonso, 2006 et Mouas & Mazouni, 2024*).

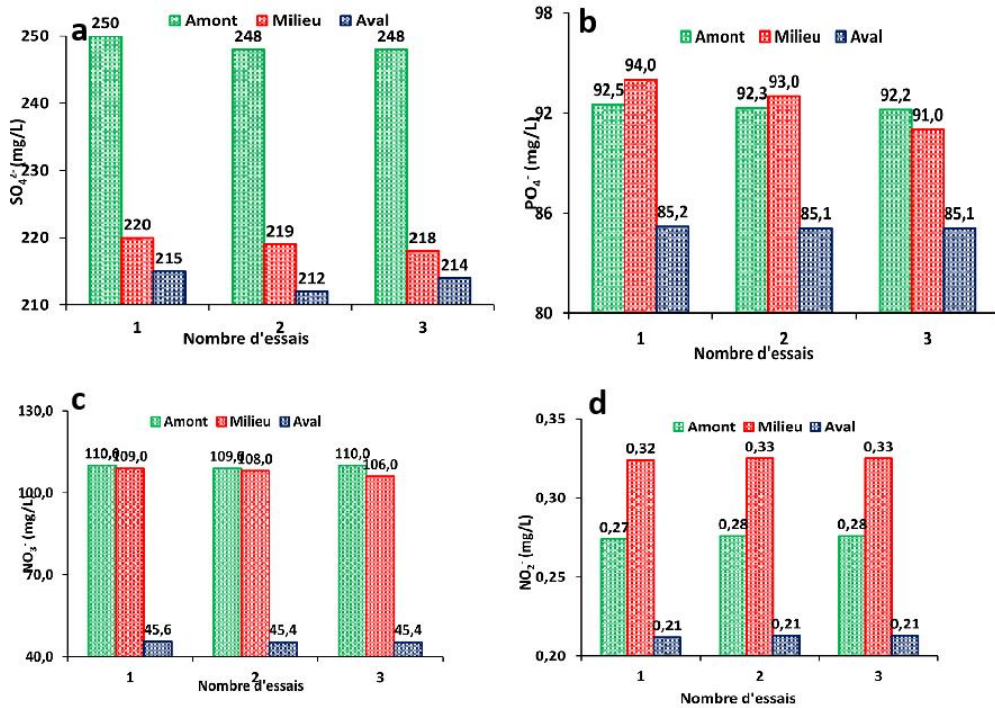


Figure 4: Evolution de la concentration des ions sulfates, phosphates, nitrates et nitrites

Tableau III : Ions inorganiques des eaux usées du canal

Paramètre	Norme OMS 2021	Amont (A)	Centre (M)	Aval (Av)
		$\bar{x} \pm \sigma$		
Sulfates (mg/L)	≤ 250	$248,66 \pm 0,5$	$219,00 \pm 1,0$	$213,66 \pm 1,0$
Phosphates (mg/L)	≤ 5	$92,33 \pm 0,5$	$92,66 \pm 1,5$	$85,13 \pm 1,0$
Nitrates (mg/L)	≤ 50	$109,67 \pm 0,5$	$107,67 \pm 0,5$	$45,47 \pm 0,5$
Nitrites (mg/L)	≤ 3	$0,28 \pm 0,02$	$0,33 \pm 0,02$	$0,21 \pm 0,01$

À l'embouchure du canal, une diminution importante de la concentration en nitrites a été enregistrée, avec une moyenne de 0,21 mg/L, soit une réduction de 57,14 %. Cette baisse pourrait être attribuée à l'oxydation bactérienne assurée par les bactéries du genre *Nitrobacter*, qui convertissent les nitrites en nitrates, ainsi qu'aux phénomènes d'autoépuration du canal (Maciejewski, 2022 ; Ikene & Messad, 2022 et Mouas & Mazouni, 2024). Pour l'ensemble des quatre paramètres présentés à la **Figure 4**, plusieurs constats peuvent être dégagés :

- La diminution des teneurs en sulfates pourrait s'expliquer par des phénomènes de dilution dus à des affluents faiblement concentrés, ainsi que par l'absorption des sulfates par certaines bactéries sulfatoréductrices (Desrosiers, 2023). Le déclin progressif observé, respectivement de 16,38 % et 11,92 % entre l'amont, le centre et l'aval, met en évidence un processus graduel d'autoépuration du

canal (*Ghodbane Sarra, 2021 ; Ikene & Messad, 2022 et Mouas & Mazouni, 2024*).

- La réduction des concentrations en phosphates vers l'aval témoigne la capacité du canal à réguler ces teneurs grâce à des mécanismes naturels de dilution, de sédimentation et d'assimilation biologique, en accord avec les processus d'autoépuration décrits dans la littérature scientifique.
- La régression des concentrations en nitrates pourrait être liée à plusieurs mécanismes combinés, notamment la dilution, l'assimilation biologique par les algues, les macrophytes et les microorganismes, ainsi que la dénitrification bactérienne transformant les nitrates en azote gazeux (*Abahi et al., 2023 et Mouas & Mazouni, 2024a*). Ces phénomènes contribueraient au processus naturel d'auto-nettoyage du canal.

Globalement, les concentrations en phosphates sont particulièrement préoccupantes, dépassant la norme OMS 2021 (≤ 5 mg/L) d'un facteur supérieur à 17 sur les trois sites, traduisant une eutrophisation potentielle du milieu récepteur. Les nitrates en amont et au centre dépassent la norme (≤ 50 mg/L), mais une réduction de 57,8 % est observée vers l'aval, probablement liée à la dénitrification bactérienne et à l'assimilation biologique. Les nitrites restent, sur l'ensemble du canal, conformes aux normes OMS 2021, avec des teneurs inférieures à 0,33 mg/L pour une limite fixée à 3 mg/L. Les sulfates présentent une diminution progressive de l'amont vers l'aval (-16,38 %), attribuée à l'activité des bactéries sulfatoréductrices et aux phénomènes de dilution.

Les résultats de l'évaluation des teneurs en métaux (cuivre, potassium, zinc et fer) sont présentés à la **Figure 5**. L'analyse statistique est illustrée au Tableau IV.

La **Figure 5a**, illustrant l'évolution des concentrations en cuivre (Cu) dans les échantillons EUB, montre que les valeurs maximales ont été enregistrées en amont et au centre du canal, avec des concentrations légèrement plus élevées au centre. Les moyennes obtenues pour ces deux sites sont respectivement de 13,67 mg/L et 14,33 mg/L en ions Cu^{2+} , soit un écart de 4,83 %. Les fortes teneurs en cuivre observées en amont et au centre du canal pourraient être attribuées à plusieurs facteurs, notamment les rejets ponctuels de déchets électriques et électroniques ainsi que les activités commerciales intenses autour du canal. L'érosion de sols enrichis en métaux et les déversements domestiques pourraient également contribuer à l'augmentation des concentrations en cuivre au niveau de ces sites. En aval, une diminution importante du taux de cuivre a été observée. Avec une moyenne de 10 mg/L, la concentration en Cu a diminué de 26,85 % par rapport à l'amont (*Ikene & Messad, 2022 et Guellaadem, 2024*). Cette baisse

significative pourrait s'expliquer par des phénomènes de réduction ou de précipitation des ions Cu^{2+} entre le centre et l'aval du canal (*Raonimaharivo, 2019 et Frat, 2020*). Cette observation est en bonne corrélation avec les résultats relatifs au potentiel redox des échantillons présentés à la **Figure 4**.

Au regard des résultats présentés à la **Figure 5b**, les plus faibles concentrations en potassium ont été enregistrées en amont, avec une moyenne de 125,67 mg/L. En revanche, au centre et à l'aval du canal, une augmentation significative des concentrations en ions K^+ est observée, avec des moyennes respectives de 190,33 mg/L et 180,33 mg/L, les valeurs les plus élevées étant relevées au centre. Ainsi, un accroissement global de 43,49 % de la concentration en potassium est constaté entre l'amont et l'aval. Cette augmentation significative pourrait traduire l'infiltration ou le déversement de diverses substances riches en potassium, notamment des déchets organiques tels que les peaux de bananes et de plantains, ainsi que d'autres résidus contenant cet élément. Cette situation témoigne d'une pollution importante de l'environnement du canal (*Abouelouafa et al., 2002 ; Ikene & Messad, 2022 ; Mohamed Mustapha, 2024a et Hadjer, 2025*).

L'évolution des concentrations en zinc (Zn), illustrée à la **Figure 5c**, met en évidence des valeurs relativement élevées en amont et des teneurs proches au centre et en aval, avec des moyennes respectives de 11,33 mg/L, 10,33 mg/L et 10,67 mg/L. Une légère diminution des concentrations est observée dans le canal par rapport à l'amont. Cette tendance pourrait s'expliquer par des phénomènes de dilution ou par la sédimentation du zinc sous forme particulaire. La relative stabilité des concentrations au centre et en aval suggère également que les apports supplémentaires en zinc restent limités dans cette partie du canal et que le système tend vers un état d'équilibre chimique (*Ikene & Messad, 2022 ; Mohamed Mustapha, 2024 et Mouas & Mazouni, 2024*).

Selon les résultats présentés à la **Figure 5d**, les concentrations en fer (Fe) demeurent relativement proches sur l'ensemble des sites étudiés, avec des valeurs maximales de 0,99 mg/L et 1,00 mg/L observées respectivement en amont et en aval. La présence constante de teneurs avoisinant 1 mg/L pourrait être liée à l'origine géologique du milieu, notamment à la nature latéritique des sols, sans exclure la possibilité d'une intensification locale de la pollution (*Sanae, s. d. ; Ikene & Messad, 2022 et Guerrouf, 2023*).

Pour l'ensemble des quatre paramètres illustrés à la Figure 5, plusieurs constats peuvent être formulés :

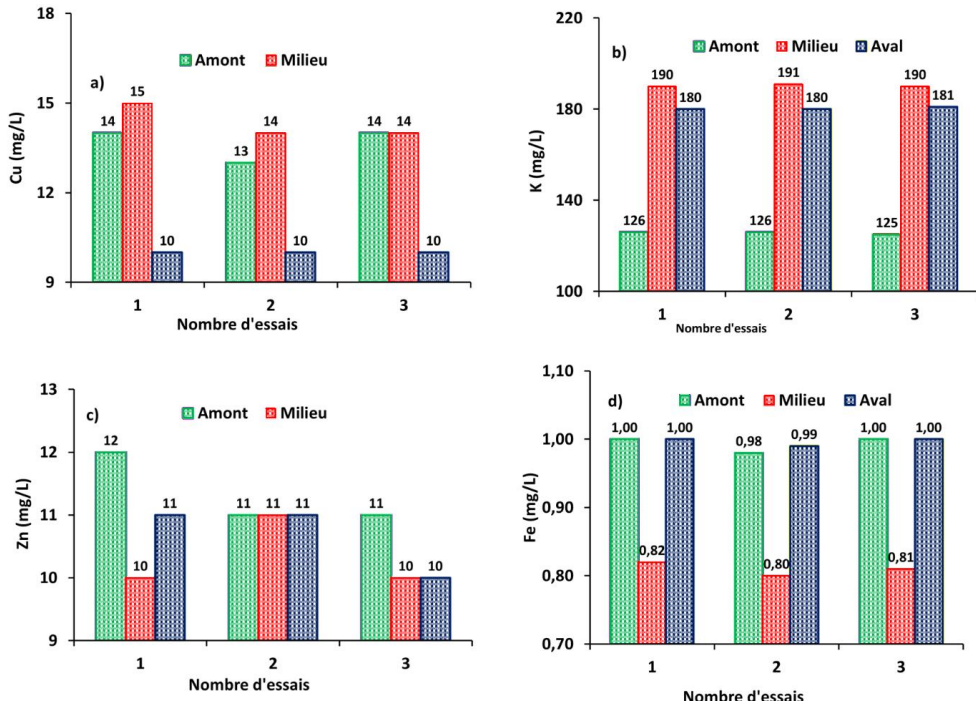


Figure 5: Evolution de la concentration du Cuivre (a), Potassium (b), Zinc (c) et Fer(d).

- Malgré la diminution des concentrations en cuivre entre l'amont et l'aval, ainsi que la légère baisse des teneurs en zinc observée au centre et en aval, les concentrations mesurées pour ces deux métaux demeurent largement supérieures aux limites recommandées par les normes de l'OMS (2021), fixées à ≤ 1 mg/L pour le cuivre et ≤ 2 mg/L pour le zinc.
- Les concentrations en fer enregistrées sur l'ensemble des sites restent conformes aux normes de l'OMS (2021), qui fixent une limite maximale de ≤ 2 mg/L.

Tableau IV : Teneurs en métaux des des eaux usées du canal

Paramètre	Norme OMS 2021	Amont (A)	Centre (M)	Aval (Av)
		$\bar{x} \pm \sigma$		
Cuivre – Cu (mg/L)	≤ 1	$13,67 \pm 0,5$	$14,33 \pm 0,5$	$10,00 \pm 0,5$
Potassium – K (mg/L)	Informatif	$125,67 \pm 1,5$	$190,33 \pm 1,5$	$180,33 \pm 1,5$
Zinc – Zn (mg/L)	≤ 2	$11,33 \pm 0,5$	$10,33 \pm 0,5$	$10,67 \pm 0,5$
Fer – Fe (mg/L)	≤ 2	$0,99 \pm 0,05$	$0,97 \pm 0,05$	$1,00 \pm 0,05$

En somme, le cuivre et le zinc constituent les paramètres les plus préoccupants sur le plan des métaux. Le cuivre dépasse la norme OMS 2021 (≤ 1 mg/L) d'un facteur 10 à 14, les concentrations les plus élevées étant enregistrées au centre ($14,33 \pm 0,5$ mg/L). Ces teneurs pourraient être

attribuées à des rejets de déchets électroniques, à l'érosion de sols métallifères et aux effluents domestiques. Le zinc dépasse également la norme (≤ 2 mg/L) d'un facteur 5 à 6, avec une distribution relativement homogène sur les trois sites, suggérant des sources de contamination diffuses. En revanche, le fer demeure conforme sur l'ensemble du canal (0,97–1,00 mg/L pour une limite de ≤ 2 mg/L), sa présence étant probablement d'origine géologique en lien avec la nature latéritique des sols. Le potassium, sans norme OMS stricte, présente une augmentation notable au centre (+43,5 % par rapport à l'amont), attribuable aux déversements de déchets organiques riches en cet élément.

L'évolution de la demande chimique en oxygène (DCO), de la demande biologique en oxygène (DBO₅) et de l'oxygène dissous (OD) est illustrée à la **Figure 6** et le Tableau V présente l'analyse statistiques des résultats.

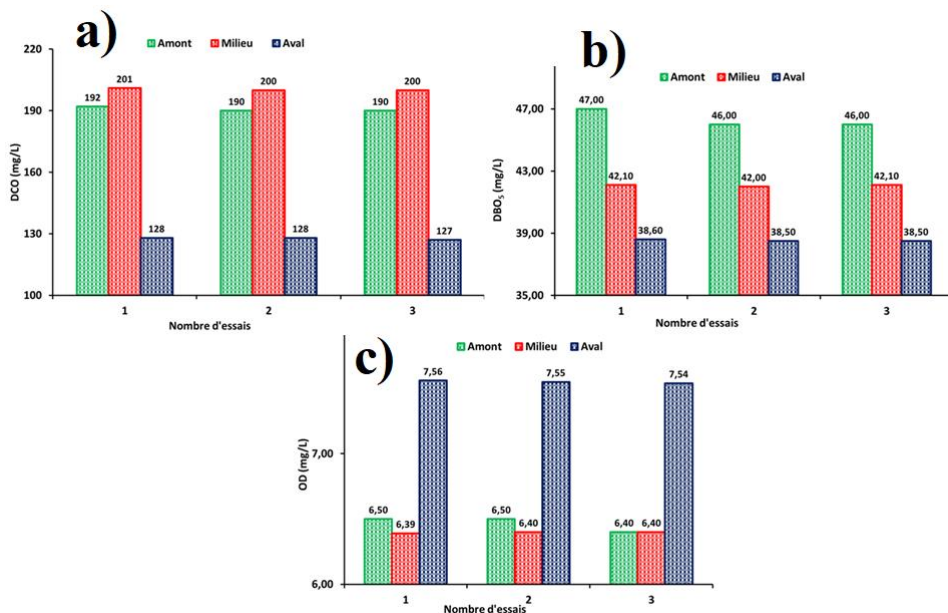


Figure 6: Evolution de la Demande Chimique en oxygène (a); de la Demande Biologique en oxygène (b) et de l'Oxygène Dissous (c) des échantillons d'eau

Comme le montre la **Figure 6a**, les valeurs de DCO demeurent relativement homogènes pour chaque site de prélèvement. Toutefois, les concentrations les plus élevées ont été enregistrées en amont et au centre du canal, avec des moyennes respectives de 190,67 mg/L et 200,33 mg/L, contre 127,67 mg/L en aval.

L'augmentation de la DCO observée au centre du canal, correspondant à un accroissement de 5 %, pourrait traduire une contribution additionnelle de pollution organique provenant notamment des eaux

résiduaux domestiques et des rejets industriels. Une telle charge élevée en matières organiques peut entraîner une consommation importante de l'oxygène dissous lors des processus de décomposition, compromettant ainsi l'équilibre écologique et la survie de la faune aquatique (*Ndrianirina et al., 2020a et Mazouni Dyhia, 2024*).

En revanche, entre le centre et l'aval du canal, une diminution importante de la DCO, estimée à 56,91 %, a été observée. Cette baisse pourrait être liée aux phénomènes naturels de dilution, d'oxydation chimique et biologique ainsi qu'aux mécanismes d'autoépuration du canal (*Durieux, 2022*). Ce phénomène traduit un processus naturel et dynamique de récupération du milieu aquatique (*Ikene & Messad, 2022*).

Malgré la diminution de la DCO observée à l'embouchure du canal, l'ensemble des valeurs mesurées demeure supérieur à la limite recommandée par les normes de l'OMS (2021), fixée à ≤ 125 mg/L. La demande biologique en oxygène des trois essais est présentée à la **Figure 6b**.

Les analyses réalisées ont révélé des valeurs de DBO₅ relativement stables pour chaque site de prélèvement. Les concentrations les plus élevées ont été observées en amont, avec une moyenne de 46,33 mg/L. Ces fortes valeurs traduisent une importante charge en matières organiques biodégradables, indiquant que l'eau est déjà soumise à une pollution organique significative dans le canal.

De l'amont vers l'aval, une diminution progressive de la DBO₅ est observée, avec des moyennes respectives de 42,06 mg/L au centre et de 38,53 mg/L en aval, soit une réduction globale de 20,24 %. Cette baisse significative pourrait être liée à des phénomènes de dilution partielle ainsi qu'à la dégradation biologique progressive de la matière organique lors de son transit dans le canal (*Rodier et al., 2009 ; Ikene & Messad, 2022 et Kerboub, S. D., 2025*).

Cependant, malgré cette réduction des valeurs de DBO₅ au centre et en aval, les concentrations enregistrées demeurent largement supérieures à la norme définie par l'OMS (2021), fixée à < 30 mg/L. Les concentrations en oxygène dissous (OD) des échantillons EUB sont illustrées à la **Figure 6c**.

L'observation de la **Figure 6c** met en évidence une évolution des concentrations en oxygène dissous similaire à celle observée pour la DBO₅. En amont et au centre du canal, les teneurs en OD restent relativement stables, avec des moyennes respectives de 6,47 mg/L et 6,40 mg/L. Néanmoins, une légère diminution d'environ 1 % est observée au centre par rapport à l'amont. Cette baisse pourrait être liée à la dégradation des matières organiques consommant l'oxygène dissous, ce qui est en accord avec les observations relatives à l'évolution de la DBO₅ (*Ikene & Messad, 2022 et Mouas Nadjat & Mazouni Dyhia, 2024*).

En aval, une augmentation significative de l'oxygène dissous est observée, avec une moyenne de 7,55 mg/L, correspondant à un accroissement de 16,67 %. Cette amélioration pourrait être attribuée à un phénomène naturel de réaération du milieu ou à une dilution par des eaux plus oxygénées. Elle pourrait également refléter des conditions hydrodynamiques favorisant le renouvellement de l'oxygène dans cette partie du canal (*Arab Said & Refsi, 2021*).

Tableau V : Paramètres de charge organique des eaux usées du canal

Paramètre	Norme 2021	OMS	$\bar{x} \pm \sigma$		
			Amont (A)	Centre (M)	Aval (Av)
DCO (mg/L)	≤ 125		190,67 ± 1,5	200,33 ± 1,0	127,67 ± 1,0
DBO ₅ (mg/L)	< 30		46,33 ± 0,5	42,06 ± 0,5	38,53 ± 0,5
Oxygène (mg/L)	Dissous > 7		6,47 ± 0,1	6,40 ± 0,1	7,55 ± 0,1

Les valeurs de DCO élevées en amont (190,67 mg/L) et au centre (200,33 mg/L) dépassent la norme OMS 2021 (≤ 125 mg/L), traduisant une forte charge en matières organiques oxydables d'origine essentiellement domestique. Une réduction significative est observée en aval (127,67 mg/L, -36,3 %), liée aux phénomènes d'autoépuration et d'oxydation biologique, sans toutefois atteindre la conformité normative. La DBO₅ confirme cette tendance, avec des valeurs supérieures à la norme (< 30 mg/L) sur l'ensemble du canal, indiquant une forte activité microbienne de dégradation des matières organiques biodégradables. L'oxygène dissous, faible en amont (6,47 mg/L) et au centre (6,40 mg/L, inférieur au seuil de 7 mg/L), s'améliore significativement en aval (7,55 mg/L), suggérant une réaération naturelle du cours d'eau dans cette section. Selon *Rodier et al. (2009)*, des valeurs supérieures à 7,5 mg/L traduisent une oxygénation satisfaisante du milieu, favorable au maintien de la vie aquatique.

III.2 Caractéristiques microbiologiques

Les résultats de l'analyse des trois paramètres microbiologiques sont présentés respectivement à la **Figure 7** et au Tableau VI.

L'analyse de la **Figure 7** met en évidence une contamination microbiologique importante tout au long du canal étudié. La **Figure 7a**, représentant les concentrations en coliformes totaux (CT) dans les échantillons EUB, révèle une forte contamination bactériologique sur l'ensemble des sites de prélèvement. Les concentrations en coliformes totaux demeurent très élevées, avec des moyennes respectives de 1784,67 UFC/100 mL en amont, 1801 UFC/100 mL au centre et 1221,67 UFC/100 mL en aval. Le centre du canal apparaît ainsi comme la zone la plus contaminée, traduisant une forte pollution bactérienne généralement associée aux rejets

domestiques non traités et à l'insuffisance des systèmes d'assainissement dans les zones urbaines (Servais et al., 2007 et Mouas & Mazouni, 2024a).

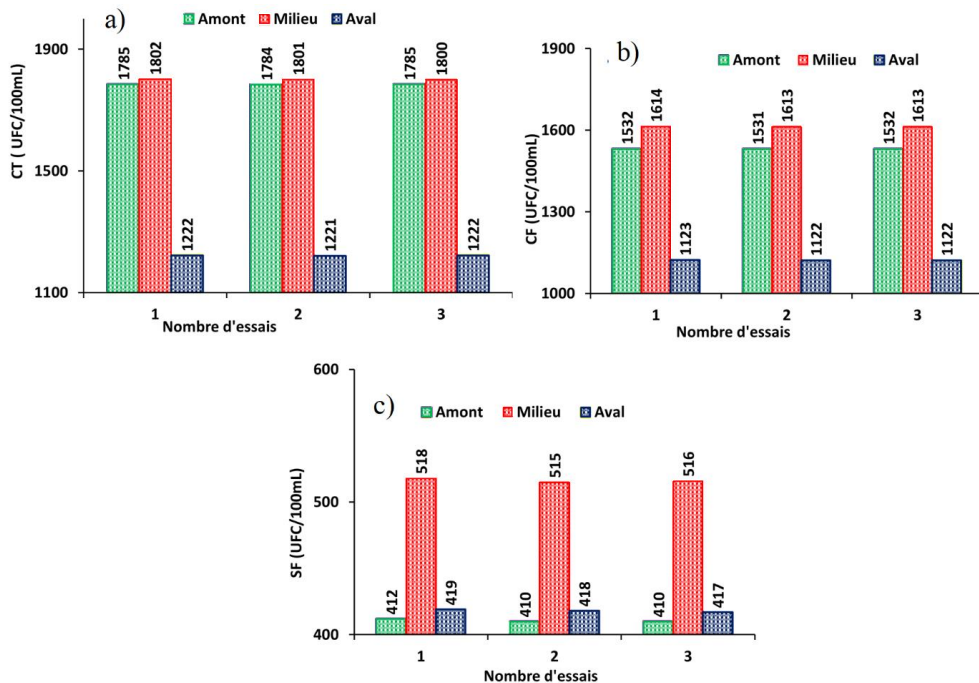


Figure 7: Évolution des paramètres microbiologiques : a) Coliformes Totaux, b) Coliformes Fécaux et c) Streptocoques Fécaux des échantillons d'eau

Les concentrations en coliformes fécaux (CF), illustrées à la **Figure 7b**, mettent également en évidence une contamination fécale importante et relativement homogène le long du canal.

Les valeurs moyennes les plus élevées sont observées en amont et au centre du canal, avec respectivement 1531,67 UFC/100 mL et 1613,33 UFC/100 mL. Ces fortes teneurs traduisent l'influence significative des rejets domestiques directs, fréquemment identifiés comme les principales sources de pollution fécale dans les milieux aquatiques urbains (Ndrianirina et al., 2020b ; Boisson, S. D. WHO, 2021 et Zhang et al., 2023).

En aval, une diminution notable des concentrations en coliformes fécaux est observée, avec une moyenne de 1122,33 UFC/100 mL, correspondant à une réduction de 43,75 % entre le centre et l'aval du canal.

Les concentrations en streptocoques fécaux (SF), présentées à la **Figure 7c**, montrent des valeurs relativement homogènes selon les différents sites de prélèvement, traduisant une contamination fécale diffuse et persistante le long du canal. Les valeurs moyennes les plus élevées sont enregistrées au centre du canal (516,33 UFC/100 mL) et en aval (418,33

UFC/100 mL), tandis que l'amont présente des concentrations légèrement plus faibles, avec une moyenne de 410,67 UFC/100 mL.

Au regard des résultats obtenus, plusieurs constats peuvent être formulés :

- Malgré la diminution observée en aval, les concentrations en coliformes totaux (CT), coliformes fécaux (CF) et streptocoques fécaux (SF) demeurent largement supérieures aux limites sanitaires admissibles. Ces résultats confirment une pollution fécale persistante sur l'ensemble du canal, impliquant un risque sanitaire élevé pour les usages agricoles, domestiques ou récréatifs en l'absence de traitement préalable (*WHO, 2021 ; Ikene & Messad, 2022 ; Mouas & Mazouni, 2024 ; Sahnoune & Ougoufri, 2024 ; Volf et al., 2025 ; Ghonimy et al., 2025*).
- La diminution progressive des paramètres microbiologiques vers l'aval pourrait être liée à des phénomènes naturels de dilution et d'autoépuration microbienne au fur et à mesure de l'éloignement des principales sources de pollution (*Onifade et al., 2025*).

Tableau VI : Paramètres microbiologiques des eaux usées du canal

Paramètre	Norme OMS 2021	Amont (A)	Centre (M)	Aval (Av)
				$\bar{x} \pm \sigma$
Coliformes Totaux	$\leq 1\ 000$	1 784,67 \pm 0,58	1 801,00 \pm 1,00	1 221,67 \pm 0,58
Coliformes Fécaux	$\leq 1\ 000$	1 531,67 \pm 0,58	1 613,33 \pm 0,58	1 122,33 \pm 0,58
Streptocoques Fécaux	< 100	410,67 \pm 1,15	516,33 \pm 1,53	418,00 \pm 1,00

L'analyse des écarts types est particulièrement instructive : des valeurs de σ très faibles (0,58 à 1,53 UFC/100 mL) sont observées pour tous les paramètres microbiologiques et tous les sites. Cette excellente reproductibilité inter-essais démontre que la contamination observée n'est pas accidentelle ni liée à des erreurs de manipulation, mais qu'elle est stable et chronique dans le temps. L'ensemble des valeurs obtenues dépasse les seuils recommandés par les normes de l'OMS (2021), fixés à ≤ 1000 UFC/100 mL pour les coliformes fécaux (CF) et coliformes totaux et à < 100 UFC/100 mL pour les streptocoques fécaux (SF).

Conclusion

L'étude de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux usées du canal de SIG Madina a porté sur la mise en évidence de dix-neuf paramètres physicochimiques et de trois paramètres microbiologiques a démontré une pollution importante liée principalement aux rejets domestiques, aux déchets urbains et aux activités anthropiques exercées autour du canal. Les fortes concentrations enregistrées en matières organiques, nutriments, métaux et germes microbiologiques traduisent une dégradation avancée de la qualité des eaux. Plusieurs paramètres analysés

dépassent largement les limites recommandées par l'OMS (2021), confirmant ainsi l'existence d'un risque sanitaire et environnemental élevé. Les résultats montrent néanmoins une légère amélioration de certains paramètres vers l'aval du canal, traduisant l'existence de phénomènes naturels de dilution, de réaération et d'autoépuration. Toutefois, ces mécanismes restent insuffisants pour restaurer une qualité d'eau conforme aux normes internationales.

Cette situation nécessite la mise en œuvre urgente de stratégies efficaces d'assainissement, notamment l'amélioration des systèmes de drainage urbain, la collecte et le traitement des eaux usées avant rejet, ainsi que le renforcement des politiques de gestion des déchets solides. Des actions de sensibilisation des populations et un suivi régulier de la qualité des eaux apparaissent également indispensables pour limiter les risques de contamination et préserver la santé publique ainsi que les écosystèmes aquatiques de la zone étudiée.

Conflit d'intérêts : Les auteurs n'ont signalé aucun conflit d'intérêts.

Disponibilité des données : Toutes les données sont incluses dans le contenu de l'article.

Déclaration de financement : Les auteurs n'ont obtenu aucun financement pour cette recherche.

References:

1. Abahi, K. S., Akodogbo, H. H., Gouton, R. R. T., Adje, A. S. D. D., Gnohossou, P. M., & Piscart, C. (2023a). Evaluation de l'Effet des Eaux Usées Industrielles sur la Qualité de l'Eau de la Rivière Klou au Centre du Bénin. *European Scientific Journal*, 19(3), 148. <https://hal.science/hal-03978398/>
2. ABDAOUI Nour El Houda, D. N. (2024). *Evaluation de la génotoxicité des eaux usées urbaines de la ville de Guelma*. <https://dspace.univ-guelma.dz/xmlui/handle/123456789/16974>
3. Abouelouafa, M., El Halouani, H., Kharboua, M., & Berrichi, A. (2002). Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes de la ville d'Oujda : Canal principal et Oued Bounaïm. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 22(3), 143-15. http://www.agrimaroc.org/index.php/Actes_IAPH2/article/view/179
4. Arab Said, S., & Refsi, T. (2021). *Évaluation du rendement épuratoire de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou* [PhD Thesis, Université Mouloud Mammeri].

- <https://dspace.ummto.dz/items/a5252630-c2c0-4c63-9e80-2bf511d315da>
5. Bali, M. (2024). *Traitement des eaux usées* [PhD Thesis, Institut Supérieur des Sciences et Techniques des Eaux, Université de Gabès]. <https://hal.science/hal-04838747/>
 6. Bandu Kisemeno, J.-L. (2000). *Étude des options de traitement secondaire des eaux usées pour la région du Grand Moncton*. National Library of Canada= Bibliothèque nationale du Canada, Ottawa. <https://library-archives.canada.ca/eng/services/services-libraries/theses/Pages/item.aspx?idNumber=1017519437>
 7. BENDJAMMAA, F., BAGHIANI, B., AMIRAOU, A., & AMIRECHE, H. (2015). IMPACT DES EAUX USEES DE QUELQUES UNITES INDUSTRIELLES SUR L'OUED GHOURZI. *Sciences & Technologie. D, Sciences de la terre*, 85-94. <https://revue.umc.edu.dz/d/article/view/1705>
 8. BOISSON, D. (s. d.). *ELABORATION DE REGLEMENTATIONS ET NORMES POUR LA QUALITE DE L'EAU*. Consulté 16 octobre 2025, à l'adresse <https://iris.who.int/rest/bitstreams/1420024/retrieve>
 9. BOUNOUA CHERIFA, M. K., & RIMA, S. (2017). *Analyses physico-chimiques des eaux usées au niveau de la station d'épuration de la Willaya de BBA (Comparaison avec les normes algériennes et L'OMS)* [PhD Thesis]. <https://dspace.univ-bba.dz/handle/123456789/211>
 10. Breault, Y. (2023). Eaux usées et économie circulaire Comment optimiser le recyclage des nutriments? *Vecteur Environnement*, 56(3), 54-55. <https://search.proquest.com/openview/46be976bf12b080c8f71c6b8dd6152b9/1?pq-origsite=gscholar&cbl=237302>
 11. Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment international*, 32(6), 831-849. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412006000602>
 12. Daloba. (2021). *CARACTERISATION BIOLOGIQUE ET PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX USEES DOMESTIQUES POUR LEUR EPURATION PAR FILTRATION SUR SABLE, GRAVIER ET CHARBON DE LA VILLE DE CONAKRY*.
 13. Desrosiers, D.-A. (2023). *Adsorption et récupération du phosphate dans les eaux usées. Optimisation et réduction des coûts de régénération*. <https://corpus.ulaval.ca/entities/publication/205b9f36-6246-4741-a917-5bb702f80069>

14. Diallo, A. D., Diallo, M. B., & Kante, C. (2020). *Traitement des eaux usées par adsorption sur charbon actif en grain (CAG) préparé à partir des coques d'arachides. Application sur les eaux des rivières Mamouwol et Singuedala à Mamou, République de Guinée.*
15. Diallo, A. D., Diallo, M. B., Kante, C., & Bangoura, M. (2020). Traitement des eaux usées par adsorption sur charbon actif en grain (CAG) préparé à partir des coques d'arachides. Application sur les eaux des rivières Mamouwol et Singuedala à Mamou, République de Guinée. *Afrique SCIENCE*, 16(2), 101-109. <https://www.afriquescience.net/admin/postpdfs/c281a4051dc64a6090c1790de339df401728671689.pdf>
16. Durieux, S. (2022). *Contribution à l'étude des granules aérobies et à la production d'ALE : Effets d'une charge organique élevée et de différents DCO/N* [PhD Thesis, INSA Toulouse]. <https://hal.science/tel-04802233/>
17. Frat, L. (2020). *Caractérisation des eaux usées d'un réseau d'assainissement pour un diagnostic des pollutions en amont des stations d'épuration : De l'analyse physico-chimique au développement d'un nouveau bioessai toxicologique* [PhD Thesis, Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France]. <https://pastel.hal.science/tel-04040277/>
18. Ghodbane Sarra, R. Y. (2021). *Analyse en amont et en aval de l'eau de la station de traitement du barrage HAMMAM DEBAGH-GUELMA.* <https://dspace.univ-guelma.dz/jspui/handle/123456789/11719>
19. Ghonimy, M., Alharbi, A., Saad, S. A., & Hussein, N. S. (2025). Improving Wastewater Quality Using Ultrafiltration Technology for Sustainable Irrigation Reuse. *Water*, 17(6), 870. <https://www.mdpi.com/2073-4441/17/6/870>
20. Guellaadem, B. (2024). *Étude comparative de la composition et de la charge polluante des eaux usées résidentielles et des eaux usées des Établissements Publics de Santé de Proximité (Ghardaïa).* [PhD Thesis, university ghardaia]. <http://dspace.univ-ghardaia.edu.dz/xmlui/handle/123456789/8205>
21. Guerrouf, N. (2023). *Etude comparative entre deux procédés du traitement : La phyto-épuration et la coagulation-floculation dans l'élimination des composés inorganiques présents dans les eaux usées de la ville de Biskra.* [PhD Thesis, UNIVERSITE MOHAMED KHIDER BISKRA]. <http://thesis.univ-biskra.dz/6096/>
22. Hadjer, C. (2025). *Aptitude à l'irrigation des eaux usées traitées de la station d'épuration de Sidi Merouane Mila, Algérie.* [PhD Thesis,

- university centre of abdelhafid bousouf mila]. <http://dspace.centre-univ-mila.dz/jspui/handle/123456789/4393>
23. Idrissi, Y. A., Alemad, A., Aboubaker, S., Daifi, H., Elkharrim, K., & Belghyti, D. (2015). Caractérisation physico-chimique des eaux usées de la ville d'Azilal-Maroc-[Physico-chemical characterization of wastewater from Azilal city-Morocco-]. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 11(3), 556. <https://www.academia.edu/download/80753678/IJIAS-15-039-02.pdf>
 24. Ikene, R., & Messad, M. (2022). *Suivi qualitatif des eaux usées brutes et traitées de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou* [PhD Thesis, Université Mouloud Mammeri]. <https://dspace.ummto.dz/items/224258ed-4002-447e-83b4-2f6e56122b4f>
 25. Kerboub, M. (s. d.). *Conséquences de l'utilisation des eaux usées traitées sur les paramètres physico-chimiques du sol* [PhD Thesis, UNIVERSITE KASDI MERBAH-OUARGLA]. Consulté 1 octobre 2025, à l'adresse <https://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/28756>
 26. Maciejewski, K. (2022). *Traitement des eaux usées dans les filtres plantés à écoulement vertical : Etude dynamique de l'azote dans les étapes du procédé et des limitations de la dénitrification* [PhD Thesis, Université de Lyon]. <https://theses.hal.science/tel-03937206/>
 27. Medjahed, N., & Zerourou, D. (2021). *Suivi à court terme de l'évolution du pH, de la conductivité électrique et du taux de calcaire d'un sol sous culture de tomate industrielle irriguée par des eaux usées épurées* [PhD Thesis, Université Mouloud Mammeri]. <https://dspace.ummto.dz/items/1007a04b-66d0-456e-b898-705b110d3ceb>
 28. Mohamed Mustapha, B. (2024). *Traitements Physico-Chimique et Biologique des Eaux Usées*. <http://dspace.univ-usto.dz/handle/123456789/632>
 29. Mouas, N., & Mazouni, D. (2024). *Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes et traitées de la STEP Est de la ville Tizi-Ouzou* [PhD Thesis, Université Mouloud Mammeri]. <https://dspace.ummto.dz/items/3ded762a-cfc4-466c-ae76-9f41e1832f13>
 30. Nadji, B., & Abdelmoumne, B. (2022). *ETUDES DES PERFORMANCES DU CHITOSANE COMME COAGULANT POUR L'ENLEVEMENT DE LA TURBIDITE DES EAUX USEES* [PhD Thesis, faculté des sciences et de la technologie univ bba]. <https://dspace.univ-bba.dz/items/79fb850b-c482-4028-b156-b0e5d96e75e2>

31. Ndrianirina, S., Razanamparany, B., & Ramanantsizehena, G. (2020a). Évolution spatio-temporelle de la pollution des eaux cressonnières et des eaux usées domestiques dans la commune urbaine d'Antananarivo, Madagascar. *Madagascar. Afr. Sci*, 16, 217-228.
<https://www.afriquescience.net/admin/postpdfs/f531489a85ae71c9c09b95b1e1ed54191728672635.pdf>
32. Onifade, O., Lawal, Z. K., Shamsuddin, N., Abas, P. E., Lai, D. T. C., & Gödeke, S. H. (2025). Impact of Seasonal Variation and Population Growth on Coliform Bacteria Concentrations in the Brunei River: A Temporal Analysis with Future Projection. *Water*, 17(7), 1069. <https://www.mdpi.com/2073-4441/17/7/1069>
33. Organization, W. H. (2024). *Outil d'amélioration de l'eau, de l'assainissement et de l'hygiène dans les établissements de santé (WASH FIT) : Guide pratique l'amélioration de la qualité des soins grâce à de meilleurs services d'eau, d'assainissement et d'hygiène dans les établissements de santé*. World Health Organization. [https://books.google.com/books?hl=fr&lr=&id=9YgOEQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA53&dq=World+Health+Organization+\(WHO\).+\(2021\).+Guidelines+on+sanitation+and+health.+Gen%C3%A8ve,+Suisse.&ots=sCH-yuY8mf&sig=c96A6QnRnHWwc7y6Mn_QhSiuDFM](https://books.google.com/books?hl=fr&lr=&id=9YgOEQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA53&dq=World+Health+Organization+(WHO).+(2021).+Guidelines+on+sanitation+and+health.+Gen%C3%A8ve,+Suisse.&ots=sCH-yuY8mf&sig=c96A6QnRnHWwc7y6Mn_QhSiuDFM)
34. Raonimaharivo, R. R. M. (2019). *Etat des lieux des pollutions industrielles dans la rivière Ikopa entre Tanjombato et Anosizato (Madagascar)*. <https://matheo.uliege.be/bitstream/2268.2/8092/4/TFE%20MS%20SGE%20PED%202018-2019%20RAONIMAHARIVO%20RAVOSOA.pdf>
35. Sahnoune, L., & Ougoufri, S. (2024). *Caractérisation physico-chimique et bactériologique des effluents bruts et épurés de la station d'épuration de TIGZIRT* [PhD Thesis, Université Mouloud Mammeri]. <https://dspace.ummo.dz/items/e8b93235-2e9f-4dbc-92fb-2e7436f78ca4>
36. Sanae, B. R.-B. (s. d.). *Interaction entre le pH, La température et les métaux lourds dans les eaux usées de la ville de Biskra (Chaâbet Roba)*. Consulté 1 octobre 2025, à l'adresse http://archives.univ-biskra.dz/bitstream/123456789/29976/1/Berremdane_Rania_Belerhmi_Sanae.pdf
37. Sawyer, C. N., McCarty, P. L., & Parkin, G. F. (2003). *Chemistry for environmental engineering and science* (Vol. 5). McGraw-Hill New York.
https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/1239531

38. Servais, P., Garcia-Armisen, T., George, I., & Billen, G. (2007). Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): Sources, fate and modelling. *Science of the Total Environment*, 375(1-3), 152-167.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706009351>
39. Sigg, L., & Stumm, W. (2016). *Aquatische Chemie: Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer*. vdf Hochschulverlag AG. <https://books.google.com/books?hl=fr&lr=&id=1VuiDAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=%E2%80%A2%09Stumm+W.,+Morgan+J.J.,+Aquatic+Chemistry,+3rd+edition,+Wiley,+1996.&ots=tDtpdLhblo&sig=iyes5fYku-MeU5O9T24gEZcM6JA>
40. Volf, G., Sušanĳ Čule, I., Atanasova, N., Zorko, S., & Ožanić, N. (2025). Explaining and predicting microbiological water quality for sustainable management of drinking water treatment facilities. *Sustainability*, 17(15), 6659. <https://www.mdpi.com/2071-1050/17/15/6659>
41. WHO (2021). Guidelines for Drinking-Water Quality (4th Ed., 1st & 2nd Addenda). Geneva : World Health Organization. ISBN 978-92-4-149995-0.
42. Yang, Q., Chen, J., Dai, J., He, Y., Wei, K., Gong, M., Chen, Q., Sheng, H., Su, L., & Liu, L. (2024). Total coliforms, microbial diversity and multiple characteristics of Salmonella in soil-irrigation water-fresh vegetable system in Shaanxi, China. *Science of The Total Environment*, 924, 171657.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969724017996>