

Efficacité d'un filtre Sable-Gravier dans le traitement des eaux usées du Canal de la SIG Madina (Conakry) : évaluation physico-chimique, microbiologique et perspectives de réutilisation

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

Waste Valorization Laboratory (LVD), Institute for Environmental Research
of Guinea (IREG), Gamal Abdel Nasser University of Conakry, Guinea

Ansoumane Keita

Laboratoire de chimie analytique,
Université Julius Nyeréré de Kankan, Guinée

Alpha Soumah

Laboratoire de chimie analytique, Département de chimie,
Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée

Alpha Oumar Diallo

Laboratoire de chimie analytique, Département de chimie,
Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée

Waste Valorization Laboratory (LVD), Institute for Environmental Research
of Guinea (IREG), Gamal Abdel Nasser University of Conakry, Guinea

Thierno Boubacar Bah

Alpha Oumar Bah

Laboratoire de chimie analytique, Département de chimie,
Université Gamal Abdel Nasser de Conakry, Guinée

Approved: 21 October 2026
Posted: 23 October 2026

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

Cite As:

Bah, A., Balde, M.Y., Keita, A., Soumah, A., Diallo, A.O., Bah, T.B., & Bah, A.O. (2026). *Efficacité d'un filtre Sable-Gravier dans le traitement des eaux usées du Canal de la SIG Madina (Conakry) : évaluation physico-chimique, microbiologique et perspectives de réutilisation*. ESI Preprints. <https://doi.org/10.19044/esipreprint.10.2026.p545>

Résumé

Les eaux usées du canal de la SIG Madina, à Conakry, présentent une dégradation avancée liée aux rejets domestiques et aux activités anthropiques. Cette étude évalue l'efficacité d'un filtre vertical à écoulement gravitaire, constitué de couches alternées de gravier et de sable de granulométrie décroissante ($\Phi > 1,12$ mm à $\Phi \leq 0,27$ mm) surmontant un support de coton. Neuf échantillons prélevés sur trois sites du canal : amont, milieu et aval ont été filtrés sur neuf colonnes indépendantes, puis caractérisés selon dix-neuf paramètres physico-chimiques et trois paramètres microbiologiques, en parallèle des eaux usées brutes. Les résultats révèlent une efficacité élevée sur les paramètres particuliers et bactériens : les matières en suspension sont réduites de 78,7 à 95,5 %, la turbidité de 62,6 à 90,9 %, la demande biologique en oxygène de 45,3 à 92,2 % et les coliformes fécaux de 75,0 à 90,9 %, ces valeurs devenant conformes aux directives de l'OMS. Le pH, initialement acide au milieu et en aval, est ramené dans la gamme normative par effet tampon du matériau filtrant. En revanche, les phosphates demeurent supérieurs à la norme d'un facteur 7 à 21, tandis que la demande chimique en oxygène et les nitrites augmentent après filtration, l'oxygène dissous chutant de 27,8 à 37,1 %. L'évolution du rapport DCO/DBO₅, de 3,3–4,8 à 8,2–85,6, indique un apport de matière organique réfractaire attribuable au support de coton. Le dispositif assure donc la clarification et l'abattement bactérien, mais requiert un support inerte, une réaération et une couche absorbante avant toute réutilisation.

Mots-clés : Filtre sable-gravier ; eaux usées ; rendement épuratoire ; paramètres physico-chimiques et microbiologiques ; réutilisation ; Conakry

The Effectiveness of a Sand-Gravel Filter in Treating Wastewater from the SIG Madina Canal (Conakry): Physico-Chemical and Microbiological Assessment, and Prospects for Reuse

Aissatou Bah

Analytical Chemistry Laboratory, Department of Chemistry,
Gamal Abdel Nasser University, Conakry, Guinea

Mamadou Yaya Balde

Analytical Chemistry Laboratory, Department of Chemistry,
Gamal Abdel Nasser University, Conakry, Guinea

Waste Valorization Laboratory (LVD), Institute for Environmental Research
of Guinea (IREG), Gamal Abdel Nasser University of Conakry, Guinea

Ansoumane Keita

Analytical Chemistry Laboratory,
Julius Nyérére University, Kankan, Guinea

Alpha Soumah

Analytical Chemistry Laboratory, Department of Chemistry,
Gamal Abdel Nasser University, Conakry, Guinea

Alpha Oumar Diallo

Analytical Chemistry Laboratory, Department of Chemistry,
Gamal Abdel Nasser University, Conakry, Guinea
Waste Valorization Laboratory (LVD), Institute for Environmental Research
of Guinea (IREG), Gamal Abdel Nasser University of Conakry, Guinea

Thierno Boubacar Bah

Alpha Oumar Bah

Analytical Chemistry Laboratory, Department of Chemistry,
Gamal Abdel Nasser University, Conakry, Guinea

Abstract

The wastewater in the SIG Madina canal in Conakry is severely degraded due to domestic discharges and human activities. This study evaluates the effectiveness of a vertical gravity-flow filter consisting of alternating layers of gravel and sand of decreasing particle size ($\Phi > 1.12$ mm to $\Phi \leq 0.27$ mm) overlaid on a cotton support. Nine samples collected from three locations along the canal—upstream, midstream, and downstream—were filtered through nine independent columns and then analyzed for nineteen physicochemical parameters and three microbiological parameters, in parallel with the raw wastewater. The results show high efficiency for particulate and bacterial parameters: suspended solids are

reduced by 78.7% to 95.5%, turbidity by 62.6% to 90.9%, biological oxygen demand by 45.3% to 92.2%, and fecal coliforms by 75.0% to 90.9%, with these values now complying with WHO guidelines. The pH, which was initially acidic in the middle and downstream sections, is brought back within the standard range due to the buffering effect of the filter material. However, phosphate levels remain 7 to 21 times higher than the standard, while chemical oxygen demand and nitrite levels increase after filtration, and dissolved oxygen drops by 27.8 to 37.1%. The change in the COD/BOD₅ ratio, from 3.3–4.8 to 8.2–85.6, indicates the introduction of refractory organic matter attributable to the cotton medium. The system therefore ensures clarification and bacterial degradation, but requires an inert medium, reaeration, and an adsorbent layer before any reuse.

Keywords: Sand-gravel filter; wastewater; treatment efficiency; physicochemical and microbiological parameters; reuse; Conakry

I. Introduction

L'eau, élément indispensable à la vie, à l'agriculture et au développement socio-économique, subit une forte pression aux conséquences diverses dans la plupart des pays en développement. Parmi ses pressions, figure sa dégradation qualitative et quantitative aggravée par une croissance démographique accélérée, l'urbanisation anarchique et le manque criard des infrastructures d'assainissement dans la plupart des pays en développement (OMS, 2012). La concurrence de plus en plus importante entre les usages domestiques et industrielles ou agro-alimentaires est un facteur aggravant la pression exercée sur les ressources en eau sur la planète devenant de plus en plus rare (Abahi et al. 2023a). Cette situation interpelle les chercheurs en vue de trouver de solutions durables axées sur le traitement, la préservation et la valorisation des ressources hydriques.

Dans les villes d'Afrique subsaharienne, cette problématique revêt une gravité toute particulière. En effet, les centres urbains connaissent une explosion démographique mal maîtrisée et non proportionnelle aux infrastructures de base notamment celles directement liées à l'assainissement, au drainage des eaux usées et à leur réutilisation éventuelle par les collectivités. Ce qui entraîne souvent un mélange des eaux usées domestiques et celles fluviales ou même à des effluents d'eaux usées d'origine artisanales n'ayant subi aucun traitement préalable vers les milieux réceptifs (Bounoua Cherifa et Rima, 2017). Cette réalité est similaire à celle du Canal de SIG Madina situé dans l'enceinte de l'Université Gamal Abdel Nasser de Conakry (UGANC), qui draine les eaux usées domestiques provenant non seulement des installations universitaires (laboratoires et latrines) mais aussi des quartiers densément peuplés et à fortes activités

économiques du grand marché de Madina et de la SIG associée aux eaux de ruissèlement vers la mer.

Une étude récente menée sur ce canal a permis de dresser un état des lieux complet de la qualité physico-chimique et microbiologique de ses eaux usées brutes (EUB), à travers dix-neuf paramètres physico-chimiques et trois paramètres microbiologiques mesurés sur trois sites représentatifs (Bah et al., 2026).

Les résultats de ce travail ont révélé une pollution organique, minérale et microbiologique sévère : des concentrations en sulfates, phosphates, nitrates, cuivre et zinc dépassant largement les limites recommandées par l'OMS (2021), des valeurs de DCO et de DBO₅ traduisant une forte charge en matières organiques biodégradables d'origine essentiellement domestique, ainsi qu'une contamination fécale massive et chronique caractérisée par des teneurs élevées en coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux sur l'ensemble du linéaire étudié. Si une légère atténuation de certains paramètres a été observée vers l'aval du canal, imputable à des phénomènes naturels de dilution, de réaération et d'autoépuration, cette amélioration reste largement insuffisante pour ramener la qualité de l'eau à un niveau conforme aux normes sanitaires internationales.

Le constat effectué sur la base de ces travaux antérieurs nécessite une réflexion sur des solutions, durables et à moindre coût de traitement des eaux de ce canal dans un contexte où les infrastructures d'épuration et de traitement sont quasi-absentes. Ainsi, le traitement par filtration sur dispositif Sable-gravier constitue une technologie adaptée dans la plupart des pays en développement. Ce procédé, pratiqué depuis plusieurs décennies, repose essentiellement sur trois (03) mécanismes complémentaires : une rétention physique des matières en suspension et des colloïdes par les couches successives de granulométrie décroissante, une adsorption des polluants dissous et des métaux à la surface des grains, et une dégradation biologique assurée par le biofilm microbien qui se développe naturellement sur le matériau filtrant. Ce dernier mécanisme, qualifié très souvent de membrane biologique, est considéré comme le siège principal de l'abattement de la charge organique et la réduction des indicateurs de la contamination fécale. Cette technique incarne plusieurs avantages en termes de faisabilité et de coût, associée à l'absence d'utilisation de réactifs chimiques complexes. Sa robustesse aux variations de charges polluantes constitue également un atout majeur pour le contexte guinéen et ouest-africain. Ce type de filtre avait d'ailleurs fait objet de recherche sur les eaux usées de la ville de Conakry avec des résultats intéressants sur l'élimination des polluants biologiques (Daloba, 2021).

Par ailleurs, le traitement des eaux usées par filtration Sable-Gravier (SG) revêt un autre intérêt, au-delà de la réduction des risques sanitaires liés à leur rejet dans l'environnement. A cet effet, il ouvre la voie de la valorisation de ces eaux par leur réutilisation pour des usages non potables : eau de lavage ; eau d'arrosage ; etc. Cette approche pourrait s'inscrire dans une logique d'économie circulaire de l'eau, plus particulièrement dans les régions confrontées au stress hydrique, de plus en plus documentée dans la littérature scientifique. Plusieurs travaux ont ainsi montré que des procédés de filtration relativement simples, associés ou non à une étape de désinfection complémentaire, permettent d'atteindre des niveaux de qualité compatibles avec une réutilisation sécurisée des eaux usées traitées en agriculture d'irrigation, notamment pour des cultures ne faisant pas l'objet d'une consommation directe à l'état cru (Ghonimy et al., 2025). Cependant, d'autres études insistent sur un suivi rigoureux des coliformes. Leurs fortes variations saisonnières et démographiques dans les eaux de surface menacent directement la santé des utilisateurs en aval (Onifade et al., 2025). Il importe de rappeler que la qualité microbiologique de l'eau recyclée reste cruciale pour la santé. Cela impose l'usage d'outils de suivi et de modélisation pour gérer durablement les stations de traitement (Volf et al., 2025). De plus, à titre d'exemple, la persistance des coliformes totaux dans le système sol-eau-culture exige une grande vigilance lors de la réutilisation agricole ou domestique de ces eaux (Yang et al., 2024). Dans le contexte de la Guinée, malgré la rareté de l'eau potable, obligeant l'ouverture incontrôlée de forages domestiques, elle est utilisée à tort pour le nettoyage ou l'arrosage. Recycler les eaux usées traitées devient, dès lors, un enjeu économique et environnemental majeur. Cette démarche réduirait la pression sur l'eau potable, limiterait la pollution marine et offrirait un modèle de gestion durable pour d'autres zones de la capitale guinéenne.

Cette étude prolonge les travaux de Bah et al. (2026) en évaluant l'efficacité d'un filtre Sable-Gravier sur les eaux usées du canal de la SIG Madina (amont, centre, aval). L'objectif est double : quantifier le rendement épuratoire du filtre en analysant ses mécanismes de réduction de la pollution et vérifier si l'eau traitée permet une réutilisation sécurisée pour des usages non potables (lavage, arrosage, etc.). Cette démarche rigoureuse vise à offrir une solution locale, simple et durable pour la gestion des eaux usées en Guinée.

II. Matériels et Méthodes

II.1 Matériels

II.1.1 Zone d'étude et origine des eaux usées

Les eaux usées traitées dans le cadre de cette étude proviennent du canal de la SIG Madina, situé en grande partie dans l'enceinte de

l'Université Gamal Abdel Nasser de Conakry. Conçu en 2014 sur une longueur de 440,1 m et une profondeur de 1,20 m, ce canal draine vers la mer les eaux usées domestiques et les eaux de ruissellement provenant du campus universitaire et de ses environs immédiats.

Les neuf (09) échantillons d'Eaux Usées Brutes (EUB) exploités ici sont ceux prélevés le 14 décembre 2024 sur les trois sites stratégiques du canal : en amont (P1), au Centre (P2) et en aval (P3) ; à raison de trois essais par site, et dont la caractérisation physico-chimique et microbiologique complète a fait l'objet d'une publication antérieure (Bah et al., 2026). Les échantillons ont été collectés très tôt le matin dans des bouteilles stériles de 5 L, étiquetés, conservés à 4 °C en glacière réfrigérée et acheminés au laboratoire.

Les essais de filtration ainsi que l'ensemble des analyses des Eaux Usées Traitées (EUT) ont été réalisés simultanément à ceux des EUB, dans un délai maximal de 24 heures après le prélèvement, conformément aux recommandations de l'OMS (2021) et aux méthodes normalisées d'analyse de l'eau (APHA, 2017). Ce dispositif expérimental garantit que les couples EUB/EUT sont strictement appariés et que les écarts observés sont imputables au seul procédé de filtration, à l'exclusion de toute évolution physico-chimique ou microbiologique liée au stockage.

II.1.2 Préparation des composantes du filtre

La préparation des matériaux filtrants utilisés dans la conception du filtre (sable, gravier) constitue une étape essentielle pour garantir l'homogénéité granulométrique, la reproductibilité des essais et l'efficacité globale du procédé de filtration. Les opérations de préparation et de caractérisation du sable et du gravier ont été réalisées au laboratoire de chimie inorganique de l'Institut de Recherche en Environnement de Guinée (IREG).

Le sable et le gravier utilisés proviennent de la rivière de Démoudoula dans la commune de Ratoma. Avant le tamisage, le sable a été lavé à plusieurs reprises à l'eau claire afin d'éliminer les particules d'argile, la poussière et les matières organiques superficielles. De même, le gravier a été rincé abondamment pour éliminer la poussière fine générée lors de sa manipulation. Les matériaux ont ensuite été séchés à l'étuve à 105 °C pendant une heure ; refroidit puis conservés dans des contenants plastiques propres et hermétiques jusqu'à leur utilisation.

Le tamisage du sable et du gravier a été effectué à l'aide d'une colonne de tamis afin d'obtenir des fractions granulométriques bien définies conformément à la norme NF P16-603, adaptées aux différentes couches filtrantes. Cinq fractions ont ainsi été isolées, de diamètre de grain (Φ) supérieur à 1,12 mm pour le gravier grossier jusqu'à $\Phi \leq 0,27$ mm pour le

sable fin. L'objectif principal du tamisage est d'améliorer conjointement la perméabilité, la stabilité hydraulique et l'efficacité de rétention du filtre en fonction du type de pollution ciblée. Les caractéristiques granulométriques des fractions retenues diamètre efficace (d_{10}), diamètre à 60 % (d_{60}), coefficient d'uniformité ($CU = d_{60}/d_{10}$), porosité et masse volumique apparente sont présentées au **Tableau I**.

Afin de disposer de neuf dispositifs strictement identiques et d'assurer la comparabilité des essais, les masses de chaque fraction ont été pesées individuellement à l'aide d'une balance de précision EW-N/EG-N : 1 000 g pour la couche d'attaque et 500 g pour chacune des quatre fractions suivantes, soit une charge minérale totale de 3000 g par colonne. Cette standardisation par la masse garantit que les neuf filtres présentent une capacité de rétention et une résistance hydraulique équivalentes, condition nécessaire pour attribuer les écarts observés entre sites à la seule qualité de l'eau d'alimentation.

II.1.3 Description du filtre Sable-Gravier

Le dispositif expérimental utilisé pour le traitement des échantillons d'eau usée du canal de la SIG Madina est un filtre vertical à écoulement gravitaire descendant, constitué d'une superposition de couches alternées de gravier et de sable disposées dans un bocal cylindrique de diamètre de fond ($\varnothing = 17 \text{ cm}$), de hauteur 20 cm et de capacité 6 litres (**Figure 1a**).

Le lit filtrant comporte six couches distinctes. Les cinq couches minérales ont été constituées à partir de masses pesées de matériau tamisé : 1000 g pour la couche d'attaque CS5 et 500 g pour chacune des couches CS4 à CS1, conduisant à des épaisseurs respectives de 4 cm et de 2 cm après mise en place et tassement du média. Le rapport masse/épaisseur ainsi obtenu, constant sur l'ensemble du profil (250 g/cm), atteste de l'homogénéité de la masse volumique apparente des différentes fractions et de la régularité du remplissage. Un support de coton CS0 de 2 cm d'épaisseur complète le dispositif à la base, portant la hauteur totale du lit filtrant à 14 cm. Une hauteur d'eau surnageante de 4 cm est maintenue au-dessus de la couche d'attaque lors de l'alimentation. Le **Tableau I** précise les différentes caractéristiques de couches.

Tableau I : Caractéristiques des couches constitutives du filtre

Couche	CS5	CS4	CS3	CS2	CS1	CS0
Composition	Gravier grossier	Gravier fin	Sable grossier	Sable moyen	Sable fin	Coton
Masse (g)	1 000	500	500	500	500	---
Épaisseur (cm)	4	2	2	2	2	2
Diamètre Φ (mm)	$> 1,12$	$\leq 1,12$	$\leq 0,88$	$\leq 0,52$	$\leq 0,27$	—
Fonction principale	Filtration grossière	Rétention intermédiaire	Clarification		Filtration fine	Clarification

Masse minérale totale : 3000 g. Hauteur totale du lit filtrant : 14 cm.\

Chaque couche assure une fonction spécifique dans la chaîne de traitement. La couche supérieure CS5, constituée de gravier grossier de diamètre de grain supérieur à 1,12 mm, assure une première filtration grossière : elle retient les gros débris et distribue de façon homogène le flux d'eau sur toute la section du filtre. Son épaisseur renforcée de 4 cm lui confère un rôle tampon vis-à-vis des charges particulières élevées et limite le colmatage prématuré des couches sous-jacentes. Les couches CS4 et CS3 réalisent une rétention intermédiaire des particules de taille moyenne et amorcent la clarification de l'effluent. La couche CS2, de sable moyen, affine progressivement cette clarification. La couche CS1 assure la filtration la plus fine du substrat minéral en retenant les petites particules en suspension. Enfin, la couche CS0, ou support de coton, sert de lit de soutien : elle empêche les particules de sable fin de s'échapper avec l'eau purifiée tout en assurant une ultime clarification. Ce choix de matériau, non conventionnel, répond à un souci d'accessibilité et de faible coût, dans la perspective d'un dispositif reproductible en contexte local.

Neuf (09) filtres identiques ont été montés selon ce même protocole, à raison d'un filtre par échantillon. La **Figure 1a** présente le montage expérimental et le descriptif détaillé est illustré par la **Figure 1b**.



Figure 1 : Schéma du filtre Sable-Gravier

II.1.4 Équipements et réactifs d'analyse

Les équipements de prélèvement, de conservation et d'analyse mis en œuvre pour la caractérisation des EUT sont rigoureusement identiques à ceux employés pour les EUB (**Bah et al., 2026**), à savoir : conductimètre HANA LF 330, turbidimètre, pH-mètre/thermomètre portable modèle 550 Jenway, DCOMètre, DBOmètre, spectrophotomètre et oxymètre pour les paramètres physico-chimiques ; autoclave Sanyo MLS-3750, autoclave vertical Lequeux AVX 34/60, centrifugeuse réfrigérée Jouan MR22i, hotte à flux laminaire

PSM MSC Advantage 1.8 (EN12469), bain-marie Pura 14 Julabo, étuve bactériologique Jouan EB 170, compteur de colonies Astor 20, membranes de filtration MILLIPORE 0,45 µm et microscope optique binoculaire MOTIC pour les analyses microbiologiques. La balance de précision EW-N/EG-N a été utilisée pour la pesée des fractions granulométriques.

II.2 Méthodes

II.2.1 Protocole de filtration

La filtration des eaux usées a été réalisée le 15 décembre 2024 immédiatement après réception des échantillons au laboratoire. Les échantillons ont été soigneusement homogénéisés avant chaque essai afin d'assurer une distribution uniforme des matières en suspension et des contaminants.

Chaque échantillon a été filtré sur un dispositif dédié, soit neuf filtres indépendants fonctionnant en parallèle. Ce choix méthodologique élimine tout effet de mémoire du média entre essais successifs, tout risque de contamination croisée entre sites, ainsi que les biais liés au colmatage progressif d'un filtre unique. Il garantit en outre que les trois essais réalisés par site constituent de véritables répétitions indépendantes.

Préalablement à chaque essai, les filtres ont été conditionnés par percolation de 3L d'eau distillée, afin d'éliminer les fines résiduelles et de saturer le média filtrant. Le filtrat de conditionnement a été écarté.

Un volume d'un litre et demi (1,5 L) d'eau usée a ensuite été prélevé et introduit lentement à la surface du dispositif de filtration. La filtration a été effectuée par gravité, sans application de pression externe. La température de l'eau au moment de la filtration a été mesurée et maintenue proche de la température ambiante, soit environ 25 ± 2 °C.

L'eau traverse d'abord une phase de préfiltration grossière composée de gravier grossier puis de gravier fin, avant de subir une clarification progressive à travers trois strates successives de sable de granulométrie décroissante. Le cycle se termine à la base de la colonne par le support de coton, qui retient les derniers sédiments et empêche la fuite des grains de sable fin tout en laissant s'écouler l'eau purifiée. L'eau filtrée a été recueillie dans un récipient stérile placé au fond du filtre ; cet effluent traité a ensuite été utilisé pour la réalisation des analyses physico-chimiques et microbiologiques.

II.2.2 Analyse des eaux traitées

L'analyse des eaux traitées a été effectuée au Laboratoire de chimie inorganique l'Institut de Recherche en Environnement de Guinée (IREG), en parallèle et dans les mêmes séries analytiques que celles des eaux usées brutes, dans un délai maximal de 24 heures après le prélèvement.

Les matériels et techniques utilisés ainsi que les paramètres évalués lors de la caractérisation des eaux usées du canal par Bah et collaborateurs (2026) ont été systématiquement reconduits, afin de mieux apprécier l'efficacité du filtre sur la réduction des polluants identifiés précédemment. Dix-neuf (19) paramètres physico-chimiques et trois (03) paramètres microbiologiques ont ainsi été déterminés :

- ✓ **Paramètres physiques** : pH, température, potentiel redox, conductivité électrique, solides totaux dissous (TDS), matières en suspension (MES), turbidité ;
- ✓ **Ions inorganiques** : sulfates, phosphates, nitrates, nitrites ;
- ✓ **Métaux et éléments majeurs** : cuivre, zinc, fer, potassium ;
- ✓ **Paramètres de charge organique** : demande chimique en oxygène (DCO), demande biologique en oxygène (DBO5), oxygène dissous (OD) ;
- ✓ **Paramètres microbiologiques** : coliformes totaux (milieu Tergitol 7, incubation à 35 ± 1 °C pendant 24 à 48 h), coliformes fécaux : *Escherichia coli* (milieu mFC, incubation à $44,5 \pm 0,2$ °C pendant 24 h) et streptocoques fécaux (milieu de Slanetz-Bartley, incubation à 37 °C pendant 48 h), déterminés par filtration sur membrane 0,45 µm et exprimés en unités formant colonie par 100 mL (UFC/100 mL).

II.2.3 Évaluation de l'efficacité du filtre

L'efficacité épuratoire du dispositif a été évaluée pour chaque paramètre (**P**) par le calcul du rendement d'élimination R (en %) selon l'équation 1 :

$$\frac{P_{EUB} - P_{EUT}}{P_{EUB}} \times 100 \quad (1)$$

Où P_{EUB} : moyenne du Paramètre Eau usée Brute ; P_{EUT} : moyenne de Paramètre dans l'eau filtrée correspondante.

Pour les paramètres microbiologiques, l'efficacité a en outre été exprimée en abattement logarithmique suivant l'équation 2 :

$$A_{log} = \log_{10} \frac{N_{EUB}}{N_{EUT}} \quad (2)$$

Où N_{EUB} et N_{EUT} représentent respectivement les charges bactériennes avant et après filtration, exprimées en UFC/100 mL.

Pour les paramètres susceptibles d'augmenter au cours du traitement — notamment l'oxygène dissous ; la variation relative a été exprimée en

pourcentage d'accroissement, la notion de rendement épuratoire n'étant pas applicable.

II.2.4 Critères d'évaluation de l'aptitude à la réutilisation

La conformité des eaux traitées a été appréciée par comparaison des valeurs moyennes obtenues avec les valeurs guides de l'Organisation Mondiale de la Santé. Deux référentiels ont été retenus : les Lignes directrices pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, volume 2 (OMS, 2013 ; ISBN 978 92 4 254683 5), pour l'évaluation des usages agricoles ; et les Directives de qualité pour l'eau de boisson : quatrième édition intégrant les premiers et deuxième addenda (OMS, 2022 ; ISBN 978-92-4-004506-4) qui constituent la référence internationale la plus utilisée pour l'évaluation des effluents rejetés dans l'environnement.

Les paramètres ont été classés en trois catégories : conformes après filtration, significativement améliorés mais demeurant non conformes, et non affectés par le traitement. Cette classification sert de base à la discussion des usages envisageables pour les eaux traitées et à l'identification des traitements complémentaires nécessaires.

III. Résultats et Discussion

Les résultats présentés dans cette partie confrontent, pour chacun des vingt-deux paramètres retenus, les valeurs moyennes mesurées dans les Eaux Usées Brutes (EUB) et dans les Eaux Usées Traitées (EUT) issues du traitement par le filtre Sable-Gravier, aux trois sites du canal : en amont (A), au milieu (M) et en aval (Av). L'efficacité du dispositif est exprimée par le rendement d'élimination R (%) et, pour les germes indicateurs, par l'abattement logarithmique. Les valeurs des EUB sont celles rapportées par Bah et collaborateurs (2026), les deux séries analytiques ayant été conduites en parallèle sur les mêmes échantillons. Ce type de dégradation des eaux de surface urbaines par les rejets domestiques et les activités anthropiques est largement documenté en Afrique subsaharienne et dans l'océan Indien (Abahi et al., 2023 ; Rabearisoa et al., 2023).

III.1 Caractéristiques physico-chimiques

III.1.1 Paramètres physiques : pH, température, potentiel redox et conductivité

Les valeurs moyennes et les rendements associés à l'évolution du pH, de la température, du pouvoir redox et de la conductivité des échantillons avant et après filtration sont présentés au **Tableau II**.

Tableau II : Paramètres physiques des eaux usées brutes et traitées

Paramètre	EUB			EUT			R (%)			Norme OMS 2021
	A	M	Av	A	M	Av	A	M	Av	
pH	7,37	5,08	5,11	8,40	8,55	8,14	—	—	—	6,5 – 8,5
Température (°C)	30,17	30,33	30,60	22,67	23,67	19,67	—	—	—	< 30
Redox (mV)	344	445	410	-81	-89	-69	—	—	—	—
Conductivité (µS/cm)	2344	2393	2379	19,3	1055	21,0	99,2	55,9	99,1	< 2 500

A : amont ; M : milieu ; Av : aval. EUB : eaux usées brutes ; EUT : eaux usées traitées ;

R : rendement d'élimination.

La modification la plus remarquable concerne le pH. Fortement acide au milieu et en aval du canal (5,08 et 5,11), il est ramené par la filtration dans la gamme légèrement basique, avec des valeurs de 8,40, 8,55 et 8,14 respectivement en amont, au milieu et en aval. Cette neutralisation traduit un effet tampon du média minéral : la dissolution partielle des carbonates et des oxydes présents à la surface des grains de sable et de gravier consomme les protons de la solution et relève le pH ; ce pouvoir tampon du média minéral est couramment rapporté pour les filtres granulaires alimentés par des eaux acides (Abdiyev et al., 2023 ; Bachar et al., 2024). Deux des trois valeurs obtenues s'inscrivent désormais dans l'intervalle 6,5 – 8,5 recommandé par l'OMS (2021) ; seule l'eau filtrée du site médian (8,55) dépasse très légèrement la borne supérieure. Ce résultat constitue un apport majeur du dispositif, l'acidité constituant l'un des facteurs favorisant la mise en solution des métaux dans les eaux du canal.

La température des eaux filtrées est inférieure de 7 à 11 °C à celle des eaux brutes, avec des moyennes de 22,67, 23,67 et 19,67 °C. Cette baisse ne doit pas être attribuée au filtre : elle résulte de la mise à l'équilibre thermique des échantillons avec la température ambiante du laboratoire lors des essais, la température des EUB ayant été mesurée in situ. Elle explique néanmoins que les EUT satisfont au seuil OMS de 30 °C, ce que les EUB ne faisaient sur aucun site.

Le potentiel redox connaît une inversion complète de signe, passant de valeurs nettement oxydantes (344 à 445 mV) à des valeurs négatives comprises entre -69 et -89 mV. Le passage à travers le lit filtrant installe donc un milieu réducteur. Cette évolution est cohérente avec la baisse simultanée de l'oxygène dissous rapportée plus loin (**Tableau VI**) et avec l'élévation du pH, les deux grandeurs étant thermodynamiquement liées. Elle traduit la consommation de l'oxygène disponible au sein du média, vraisemblablement par oxydation de la matière organique retenue et par activité microbienne s'établissant dans les couches profondes, phénomène également décrit dans les filtres à sable lents traitant des effluents chargés (Yadav et al., 2023).

La conductivité électrique enregistre les abattements les plus élevés de l'étude : 99,2 % en amont et 99,1 % en aval, avec des valeurs résiduelles

de 19,3 et 21,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Le site médian fait exception, avec 1055 $\mu\text{S}/\text{cm}$, soit un rendement de 55,9 %. L'amplitude de ces réductions appelle une lecture prudente, discutée à la **section III.1.5** : un filtre à sable et gravier retient efficacement les particules mais ne déminéralise pas une eau. Abdiyev et collaborateurs (2023) rappellent explicitement que les ions sulfate, nitrate, sodium, calcium et magnésium ne peuvent être éliminés de façon significative par filtration lente sur sable seule ; or des valeurs de l'ordre de 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ correspondent à celles d'une eau quasi déminéralisée.

III.1.2 Solides dissous, matières en suspension et turbidité

Les résultats relatifs au taux de sels dissous, aux matières en suspension et à la turbidité sont présentés au **Tableau III**.

Tableau III : TDS, MES et turbidité des eaux usées brutes et traitées

Paramètre	EUB			EUT			R (%)			Norme OMS 2021
	A	M	Av	A	M	Av	A	M	Av	
TDS (mg/L)	1172	1195	1190	10,7	545	11,0	99,1	54,4	99,1	< 1 000
MES (mg/L)	52,3	65,7	41,0	2,3	14,0	6,7	95,5	78,7	83,7	< 30
Turbidité (NTU)	30,6	42,1	32,6	3,7	15,8	3,0	87,8	62,6	90,9	< 5

Les matières en suspension sont fortement réduites sur l'ensemble des sites, avec des rendements de 95,5 %, 78,7 % et 83,7 %. Les concentrations résiduelles, comprises entre 2,3 et 14,0 mg/L, sont toutes conformes au seuil de 30 mg/L, alors que les eaux brutes le dépassaient systématiquement. Ce résultat était attendu : la rétention des particules constitue le mécanisme premier d'un filtre granulaire, par tamisage mécanique dans les couches grossières puis par sédimentation et adhésion dans les interstices du sable fin (Maiyo et al., 2023). Sharma et Ahammed (2025) rapportent, sur le filtre à sable non amendé traitant des eaux grises réelles, des abattements de turbidité de 89 % et de MES du même ordre, valeurs très proches de celles obtenues ici. Ce qui pourrait valider la conception du dispositif, en particulier la progression granulométrique décroissante retenue de CS5 à CS1.

La turbidité suit logiquement la même tendance, avec des abattements de 87,8 % en amont et 90,9 % en aval, ramenant les valeurs à 3,72 et 2,96 NTU, soit en deçà de la limite OMS de 5 NTU. L'échantillon médian se distingue à nouveau : sa turbidité résiduelle de 15,77 NTU, bien qu'en recul de 62,6 %, demeure trois fois supérieure à la norme. Cette moindre performance est cohérente avec la charge particulaire initiale du site M, la plus élevée du canal (65,67 mg/L de MES et 42,13 NTU) : une charge d'entrée plus forte accélère le colmatage des couches superficielles et réduit le temps de contact effectif dans les couches profondes, phénomène classiquement décrit pour les filtres à sable travaillant sans lavage intermédiaire (Maiyo et al., 2023). Bachar et collaborateurs (2024)

obtiennent pour leur part des turbidités de sortie inférieures à 5 NTU même à partir d'eaux extrêmement chargées, mais au prix d'une décantation préalable.

Le taux de sels dissous présente un profil identique à celui de la conductivité, ce qui est attendu puisque les deux grandeurs mesurent la même réalité physique : abattements de 99,1 % en amont et en aval, contre 54,4 % au milieu. La forte corrélation entre les deux paramètres conforte la cohérence interne des mesures, mais elle n'en explique pas l'amplitude, sur laquelle nous revenons plus loin.

III.1.3 Ions inorganiques

L'évolution des concentrations en sulfates, phosphates, nitrates et nitrites est présentée au **Tableau IV**.

Tableau IV : Ions inorganiques des eaux usées brutes et traitées

Paramètre	EUB			EUT			R (%)			Norme OMS 2021
	A	M	Av	A	M	Av	A	M	Av	
Sulfates (mg/L)	248,7	219,0	213,7	56,0	117,7	101,7	77,5	46,3	52,4	≤ 250
Phosphates (mg/L)	92,3	93,0	85,1	35,0	105,3	44,6	62,1	-13,3	47,6	≤ 5
Nitrates (mg/L)	109,7	107,7	45,5	28,7	61,3	55,3	73,9	43,0	-21,7	≤ 50
Nitrites (mg/L)	0,28	0,32	0,21	2,13	2,17	16,00	-661	-578	-7 519	≤ 3

Les sulfates sont abattus de 77,5 % en amont, 46,3 % au milieu et 52,4 % en aval, la concentration résiduelle la plus faible étant de 56,0 mg/L. Toutes les valeurs de sortie deviennent conformes au seuil de 250 mg/L. Cette rétention s'explique par l'adsorption des ions sulfate sur les oxydes de fer et d'aluminium présents à la surface des grains, mécanisme d'autant plus favorisé que les eaux d'entrée étaient acides, ainsi que par une possible sulfato-réduction dans les zones réductrices du lit, cette situation est en effet corrélée par le potentiel redox négatif mesuré en sortie. Il convient toutefois de souligner qu'Abdiyev et collaborateurs (2023) classent le sulfate parmi les ions que la filtration lente sur sable n'élimine pas efficacement, ce qui invite à considérer une part de dilution dans les rendements mesurés.

Les phosphates diminuent de 62,1 % en amont et de 47,6 % en aval, mais augmentent de 13,3 % au milieu, où la concentration de sortie atteint 105,33 mg/L. Malgré ces réductions, aucune eau filtrée n'approche la limite OMS de 5 mg/L, les valeurs résiduelles la dépassant encore d'un facteur 7 à 21. Ce constat est conforme à la littérature : la rétention du phosphore par un sable siliceux non amendé reste faible et rapidement saturable, la capacité d'adsorption dépendant de la teneur du média en oxydes métalliques. Sharma et Ahammed (2025) mesurent ainsi 32 % d'élimination du phosphate sur sable nu, contre 65 % après amendement du média par des boues d'alun ; Yadav et collaborateurs (2023) n'atteignent 60,6 % d'abattement du phosphore total qu'en couplant le filtre à sable à un mur végétalisé.

L'augmentation observée au site médian suggère par ailleurs un relargage du phosphore préalablement fixé, la saturation des sites d'adsorption sous forte charge conduisant à une désorption partielle.

Les nitrates sont réduits de 73,9 % en amont et de 43,0 % au milieu, mais augmentent de 21,7 % en aval. Parallèlement, les nitrites connaissent une hausse générale et considérable, passant de 0,21–0,32 mg/L à 2,13, 2,17 et 16,00 mg/L. Ces deux évolutions doivent être lues conjointement : elles pourraient décrire une transformation de l'azote au sein du filtre plutôt qu'une élimination. Le milieu réducteur qui s'installe dans le lit (potentiel redox négatif, oxygène dissous abaissé) favorise la réduction dissimulatrice des nitrates en nitrites, sans que les conditions permettent d'achever la dénitrification jusqu'à l'azote gazeux. En régime aérobie, un filtre biologiquement actif convertit au contraire l'azote ammoniacal en nitrates par nitrification complète (Abdiyev et al., 2023) ; l'accumulation de nitrites peuvent ainsi correspondre à une chaîne d'oxydation interrompue faute d'oxygène. Le résultat obtenu en aval, où le nitrite atteint 16 mg/L pour une norme de 3 mg/L, est le plus préoccupant de la série : le filtre y convertit un composé modérément toxique en un composé nettement plus toxique, le nitrite étant directement impliqué dans la méthémoglobinémie. Cette observation limite fortement l'usage direct des eaux filtrées et plaide pour une aération du dispositif, qui rétablirait des conditions oxydantes et permettrait la nitrification complète des nitrites en nitrates.

III.1.4 Métaux et éléments majeurs

Les teneurs en cuivre, potassium, zinc et fer avant et après filtration sont présentées au **Tableau V**.

Tableau V : Teneurs en métaux des eaux usées brutes et traitées

Paramètre	EUB			EUT			R (%)			Norme OMS 2021
	A	M	Av	A	M	Av	A	M	Av	
Cuivre (mg/L)	14,0	14,0	10,0	9,0	9,0	1,0	35,7	35,7	90,0	≤ 1
Potassium (mg/L)	126	190	180	100	100	200	20,6	47,4	-11,11	Informatif
Zinc (mg/L)	11,0	10,0	11,0	7,0	11,0	1,0	36,4	-10,0	90,9	≤ 2
Fer (mg/L)	1,00	1,00	1,00	< LD	< LD	< LD	≈100	≈100	≈100	≤ 2

LD : limite de détection de la méthode. Les valeurs quasi-nulles sont considérées comme inférieures à la limite de quantification (LD).

Le cuivre et le zinc présentent des comportements comparables et fortement contrastés selon les sites. En amont et au Centre, les rendements restent modestes : 35,7 % pour le cuivre, 36,4 % et même -10,0 % pour le zinc. Cependant, les concentrations de sortie (7 à 9 mg/L) demeurent très supérieures aux normes OMS de 1 et 2 mg/L. En aval, en revanche, les deux métaux chutent à 1,00 mg/L, soit des abattements de 90,0 % et 90,9 %. Cette rétention préférentielle des échantillons d'aval s'explique vraisemblablement

par la conjonction de deux facteurs : une charge métallique initiale plus faible, et surtout l'élévation du pH qui, en franchissant la neutralité, déplace l'équilibre vers la précipitation des hydroxydes de cuivre et de zinc et renforce l'adsorption des cations sur les surfaces minérales, dont la charge devient plus négative. Des mécanismes analogues d'oxydation puis de sorption sur oxy-hydroxydes de fer ont été décrits dans les filtres à sable domestiques traitant des eaux chargées en arsenic, fer et manganèse (Abdiyev et al., 2023). Il faut toutefois relever que les fractions retenues restent immobilisées dans le lit filtrant, ce qui pose la question de la gestion du média usagé en fin de cycle.

Le fer, seul métal déjà conforme dans les eaux brutes, n'est plus détecté après filtration sur aucun des trois sites. Ce résultat s'explique aisément par la précipitation des hydroxydes ferriques au pH alcalin de sortie et par leur rétention mécanique dans les couches fines.

Le potassium présente en revanche une anomalie marquée. Réduit de 20,6 % en amont et de 47,4 % au milieu, il passe de 180 à 200 mg/L en aval, soit une augmentation. Un relargage par le média est envisageable : les sables silicatés libèrent effectivement du potassium par altération, ce qui pourrait expliquer cette légère augmentation.

III.1.5 Charge organique : DCO, DBO5 et oxygène dissous

L'évolution de la demande chimique en oxygène, de la demande biologique en oxygène et de l'oxygène dissous est présentée au **Tableau VI**.

Tableau VI : Paramètres de charge organique des eaux usées brutes et traitées

Paramètre	EUB			EUT			R (%)			Norme OMS 2021
	A	M	Av	A	M	Av	A	M	Av	
DCO (mg/L)	190,7	200,3	127,7	206,3	219,0	256,7	-8,2	-9,3	-101	≤ 125
DBO5 (mg/L)	46,3	42,1	38,5	25,3	10,0	3,0	45,3	76,2	92,2	< 30
OD (mg/L)	6,47	6,40	7,55	4,60	4,62	4,75	-28,9	-27,8	-37,1	> 7
DCO/DBO5	4,1	4,8	3,3	8,2	21,9	85,6	—	—	—	—

La demande biologique en oxygène est le paramètre organique le mieux traité, avec des rendements croissants de l'amont vers l'aval : 45,3 %, 76,2 % et 92,2 %. Les concentrations résiduelles, comprises entre 3,0 et 25,3 mg/L, deviennent toutes conformes au seuil OMS 2021 relatives aux critères de rejet dans l'environnement de 30 mg/L, alors qu'aucune eau brute ne l'était. La matière organique biodégradable est donc efficacement retenue et minéralisée dans le lit filtrant, ce qui atteste d'une activité biologique effective au sein du média. Ces valeurs sont du même ordre que celles obtenues sur filtre à sable seul étudiés par Sharma et Ahammed (2025), et restent en deçà des 86,5 % rapportés par Ghonimy et collaborateurs (2025) sur une filière associant ultrafiltration et désinfection.

La demande chimique en oxygène évolue en sens inverse : elle augmente de 8,2 % en amont, de 9,3 % au milieu et double en aval, où elle atteint 256,7 mg/L contre 127,7 mg/L à l'entrée. Aucune valeur de sortie ne respecte la limite de 125 mg/L. Cette divergence entre DCO et DBO₅ est le résultat le plus instructif de l'étude. Elle se lit dans le rapport DCO/DBO₅, qui passe de 3,3 à 4,8 dans les eaux brutes et de 8,2 à 85,6 dans les eaux filtrées. Autrement dit, le filtre élimine sélectivement la fraction biodégradable de la matière organique tout en enrichissant l'effluent d'une fraction oxydable mais réfractaire à la biodégradation.

L'hypothèse la plus vraisemblable pour expliquer cet apport est le relargage de matière organique par le support de coton CS0 placé en fond de colonne. La cellulose et les fibres courtes entraînées par le flux ne sont pas biodégradables à l'échelle du test de DBO₅ à cinq jours, mais sont intégralement oxydées lors de la détermination de la DCO par voie chimique. Ce mécanisme rend également compte de la position du site aval, où l'augmentation est maximale précisément là où la charge organique d'entrée était la plus faible : l'apport du média y est proportionnellement le plus visible. Il expliquerait en outre la consommation d'oxygène observée dans le lit et, par voie de conséquence, le passage à un potentiel redox négatif et la réduction incomplète des nitrates. Ce résultat conduit à une recommandation opérationnelle claire : le support de coton devrait être remplacé par une grille inerte ou un géotextile synthétique, ou à tout le moyen soumis à un lavage et à un conditionnement préalables prolongés. Il illustre plus largement l'importance du choix des matériaux constitutifs du lit, que Sharma et Ahammed (2025) identifient comme le principal levier d'amélioration des filtres granulaires.

L'oxygène dissous diminue de 27,8 à 37,1 % et s'établit autour de 4,6 à 4,8 mg/L, sous le seuil de 7 mg/L recommandé pour un milieu récepteur. Cette désoxygénation, cohérente avec l'ensemble du tableau redox, constitue la seconde limite structurelle du dispositif dans sa configuration actuelle et confirme l'intérêt d'une réaération en sortie de filtre.

III.2 Caractéristiques microbiologiques

Les résultats relatifs aux coliformes totaux, aux coliformes fécaux et aux streptocoques fécaux sont présentés au **Tableau VII**.

Tableau VII : Paramètres microbiologiques (UFC/100 mL) et abattements logarithmiques

Paramètre	EUB			EUT			R (%)			Norme OMS 2021
	A	M	Av	A	M	Av	A	M	Av	
Coliformes totaux	1785	1801	1222	214	207	511	88,0	88,5	58,2	≤ 1 000
Coliformes fécaux	1532	1613	1122	139	179	281	90,9	88,9	75,0	≤ 1 000
Streptocoques fécaux	411	516	418	184	81	102	55,3	84,4	75,7	< 100
Abattement CT (log)	—	—	—	0,92	0,94	0,38	—	—	—	—
Abattement CF (log)	—	—	—	1,04	0,95	0,60	—	—	—	—
Abattement SF (log)	—	—	—	0,35	0,81	0,61	—	—	—	—

La filtration réduit sensiblement la charge bactérienne sur l'ensemble des sites. Les coliformes totaux sont abattus de 88,0 % en amont et de 88,5 % au milieu, les coliformes fécaux de 90,9 % et 88,9 %, les streptocoques fécaux de 55,3 % à 84,4 %. Les concentrations de sortie en coliformes totaux (207 à 511 UFC/100 mL) et en coliformes fécaux (139 à 281 UFC/100 mL) deviennent toutes conformes au seuil de 1000 UFC/100 mL retenu par l'OMS (2021) pour le critère de rejet dans l'environnement. Les streptocoques fécaux, dont la norme est plus sévère (< 100 UFC/100 mL), ne sont conformes qu'au site médian (80,67 UFC/100 mL), la valeur aval (101,67) se situant à la limite et la valeur amont (183,67) restant non conforme.

Exprimés en abattement logarithmique, ces résultats correspondent à 0,38 à 1,04 unités log, soit une élimination de l'ordre de 0,5 à 1 log. Cette performance est caractéristique d'une filtration lente sur sable non mûrie : la rétention y est essentiellement physique : filtration mécanique dans les pores les plus fins et adsorption des cellules bactériennes sur les grains ; c'est l'effet du biofilm épurateur, n'ayant pas eu le temps de se développer au cours d'un essai unique. L'immaturité du lit est précisément citée par Abdiyev et collaborateurs (2023) parmi les principaux facteurs limitant l'abattement microbiologique, aux côtés de la faible épaisseur de sable et des vitesses de filtration élevées. Deux limites structurelles de notre dispositif s'en trouvent éclairées : la hauteur totale de média n'est que de 14 cm, très en deçà des 30 cm généralement retenus comme minimum pour un abattement correct de la turbidité et des coliformes, et le filtre n'a fonctionné que le temps d'un cycle. Une exploitation en continu du dispositif sur plusieurs semaines permettrait vraisemblablement d'atteindre les 2 à 3 logs couramment rapportés pour les filtres à sable matures (Maiyo et al., 2023 ; Abdiyev et al., 2023).

On notera que les streptocoques fécaux sont moins retenus que les coliformes en amont, ce qui est cohérent avec leur morphologie : de plus petite taille et souvent organisés en chaînettes, les entérocoques traversent plus aisément les interstices du média. Leur plus grande résistance environnementale en fait par ailleurs des indicateurs plus conservatifs du risque sanitaire, et leur non-conformité résiduelle interdit tout usage domestique ou récréatif des eaux filtrées sans désinfection complémentaire (Onifade et al., 2025).

III.3 Synthèse des performances épuratoires

La confrontation de l'ensemble des résultats fait apparaître trois classes de comportement, indépendantes du site de prélèvement.

- **Paramètres efficacement traités et rendus conformes :** matières en suspension (78,7 à 95,5 %), turbidité (62,6 à 90,9 %), DBO₅ (45,3 à 92,2 %), sulfates (46,3 à 77,5 %), fer, coliformes totaux et fécaux (58,2 à 90,9 %), ainsi que le pH, ramené dans la gamme normative. Ces paramètres relèvent tous de la rétention particulière, de l'adsorption ou de l'effet tampon minéral, mécanismes pour lesquels un filtre Sable-Gravier est intrinsèquement performant.
- **Paramètres améliorés mais demeurant non conformes :** phosphates (encore 7 à 21 fois la norme), cuivre et zinc en amont et au milieu, streptocoques fécaux en amont et en aval. La réduction est réelle mais insuffisante au regard des charges initiales, exceptionnellement élevées dans ce canal.
- **Paramètres dégradés par le traitement :** DCO (jusqu'à -101 %), nitrites (multipliés par 7 à 76), oxygène dissous (-28 à -37 %) et potentiel redox. Ces trois dégradations sont liées entre elles et procèdent d'une même cause : l'installation de conditions réductrices dans le lit, entretenues par un apport de matière organique réfractaire attribuable au support de coton.

Il ressort de cette synthèse que le dispositif remplit pleinement sa fonction de clarification et d'abattement bactérien, mais qu'il n'a pas vocation, en l'état, à traiter les charges dissoutes : nutriments et métaux ; ni à préserver l'équilibre redox de l'effluent. Cette conclusion rejoint celle de plusieurs travaux récents montrant que la filtration granulaire seule ne suffit pas et doit être associée soit à un amendement du média, soit à une étape d'adsorption complémentaire (Taylor et al., 2023 ; Sharma & Ahammed, 2025).

Conclusion et perspectives de réutilisation

Sur les vingt-deux paramètres analysés, onze deviennent conformes aux valeurs guides de l'OMS 2021 pour le rejet dans l'environnement après

filtration, contre cinq seulement dans les eaux brutes. Ce progrès est net, mais il ne suffit pas à autoriser une réutilisation sans réserve.

Un usage en irrigation restreinte de cultures non alimentaires ou d'espaces verts non fréquentés apparaît envisageable au regard de la clarté de l'eau, de la faible DBO₅ résiduelle et de la conformité des coliformes. La forte teneur résiduelle en phosphates et en potassium pourrait même y présenter un intérêt agronomique. En revanche, trois obstacles interdisent tout usage plus exigeant. Les teneurs en cuivre et en zinc, encore comprises entre 7 et 11 mg/L sur deux sites, exposent à une accumulation dans les sols et à une phytotoxicité à moyen terme. Les nitrites, jusqu'à 16 mg/L, constituent un risque sanitaire direct. Enfin, la persistance de streptocoques fécaux au-delà du seuil réglementaire impose une désinfection finale.

Trois améliorations du dispositif se dégagent logiquement de ces résultats : le remplacement du support de coton par un matériau inerte, afin de supprimer l'apport de DCO et de restaurer des conditions oxydantes ; l'ajout d'une chute d'aération en sortie de colonne, qui relèverait l'oxygène dissous et achèverait l'oxydation des nitrites en nitrates ; et l'adjonction d'une couche adsorbante, par exemple, du biochar de coques d'arachide ou de coco ou encore de latérite calcinée à fin de cibler spécifiquement les phosphates et les métaux dissous, tous deux mal retenus par le sable siliceux. Taylor et collaborateurs (2023) ont montré au Ghana l'intérêt d'un tel matériau, issu de biomasse localement disponible, en traitement complémentaire d'eaux grises.

En perspective, pour les campagnes ultérieures, il sera question de vérifier le bilan ionique de chaque effluent et de reconduire les essais sur un volume filtré plus important et un media doublé en termes de hauteur et de nombre de couches.

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. 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>

2. Daloba. (2021). Caractérisation biologique et physico-chimique des eaux usées domestiques pour leur épuration par filtration sur sable, gravier et charbon de la ville de Conakry.
3. 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>
4. WHO (2021). *Guidelines for Drinking-Water Quality* (4th Ed., 1st & 2nd Addenda). Geneva: World Health Organization. ISBN 978-92-4-149995-0.
5. 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.
6. Abahi, K. S., Akodogbo, H. H., Gouton, R. R. T., Adje, A. S. D. D., Gnohossou, P. M., & Piscart, C. (2023). 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, ESJ*, 19(3), 148–163. <https://doi.org/10.19044/esj.2023.v19n3p148>
7. Abdiyev, K., Azat, S., Kuldeyev, E., Ybyraiymkul, D., Kabdrakhmanova, S., Berndtsson, R., Khalkhabai, B., Kabdrakhmanova, A., & Sultakhan, S. (2023). Review of Slow Sand Filtration for Raw Water Treatment with Potential Application in Less-Developed Countries. *Water*, 15(11), 2007. <https://doi.org/10.3390/w15112007>
8. Bachar, N., Lindenstrauss, N., David, S., Mirkin, M., Polani, N., Gueta, O., Partush, S., & Ronen, A. (2024). Improving Water Quality by Combined Sedimentation and Slow Sand Filtration: A Case Study in a Maasai Community, Tanzania. *Applied Sciences*, 14(20), 9467. <https://doi.org/10.3390/app14209467>
9. Bah, A., Baldé, M. Y., Diallo, A. O., Soumah, A., & Bah, A. O. (2026). Caractérisation physico-chimique et microbiologiques des eaux usées du Canal de la SIG Madina (Conakry) : évaluation de la pollution et impacts environnementaux et sanitaires. *European Scientific Journal, ESJ*, 22(21), 123. <https://doi.org/10.19044/esj.2026.v22n21p123>
10. Ghonimy, M., Alharbi, A., Saad, S. A. H., & Hussein, N. S. (2025). Improving Wastewater Quality Using Ultrafiltration Technology for Sustainable Irrigation Reuse. *Water*, 17(6), 870. <https://doi.org/10.3390/w17060870>

11. Maiyo, J. K., Dasika, S., & Jafvert, C. T. (2023). Slow Sand Filters for the 21st Century: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(2), 1019. <https://doi.org/10.3390/ijerph20021019>
12. 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://doi.org/10.3390/w17071069>
13. Rabearisoa, A. H., Manjolong, B., Nasolomampionona, R. V., Rabearisoa, H., Razanamparany, B., & Randimbiarison, N. S. (2023). Evaluation des Impacts Environnementaux et Sanitaires Liés aux Analyses Physico-Chimique et Bactériologique de la Rivière Matsiatra à Fianarantsoa, Madagascar. *European Scientific Journal, ESJ*, 19(36), 206. <https://doi.org/10.19044/esj.2023.v19n36p206>
14. Sharma, S., & Ahammed, M. M. (2025). Greywater Treatment Using Water Treatment Sludge-Modified Sand Filters: Long-Term Performance Evaluation. *International Journal of Environmental Research*, 19(5), 153. <https://doi.org/10.1007/s41742-025-00827-2>
15. Taylor, T. S., Appiah-Effah, E., Akodwaa-Boadi, K., Obeng, E., & Ofei-Quartey, M. N. L. (2023). Engineered column treatment of greywater using raw and pyrolyzed coconut husk powder. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1077379. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1077379>
16. Yadav, R. K., Sahoo, S., Yadav, A. K., & Patil, S. A. (2023). Green wall system coupled with slow sand filtration for efficient greywater management at households. *npj Clean Water*, 6, 73. <https://doi.org/10.1038/s41545-023-00285-3>