

Caractérisation des effluents de boues activées d'une usine agroalimentaire en vue de son utilisation comme eau d'arrosage de pelouses en zone tropicale humide
Characterization of the activated sludge effluents from an agro-food industry to be used in the watering of a humid, tropical parkland

Bi Tié Albert Goula, Innocent Kouassi Kouame, Lacina Coulibaly, Théophile Gnagne, Issiaka Savane et Pierre Didier Djoman

Volume 20, numéro 3, 2007

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/016504ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/016504ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Goula, B. T. A., Kouame, I. K., Coulibaly, L., Gnagne, T., Savane, I. & Djoman, P. D. (2007). Caractérisation des effluents de boues activées d'une usine agroalimentaire en vue de son utilisation comme eau d'arrosage de pelouses en zone tropicale humide. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 20 (3), 299–307. <https://doi.org/10.7202/016504ar>

Résumé de l'article

Les eaux résiduaires d'une usine agroalimentaire située à Abidjan, traitées par boues activées, ont été caractérisées en vue d'une réutilisation pour l'arrosage des espaces verts. L'effluent à la sortie de la STEP présente un taux d'abattement d'environ 96 % pour la DCO et la DBO₅. Le pH varie entre 6,5 et 8,5. Quant aux parasites (ankylostomes, anguillules, nématodes, helminthes), ils sont tous éliminés. Par contre, en moyenne 1,2•10⁶ coliformes totaux et 8,3•10³ coliformes thermotolérants pour 100 mL ont été dénombrés. En outre, la conductivité de l'effluent était en moyenne de 2 670 µmhos/cm avec un taux d'absorption de sodium (SAR) moyen de 23,92. Par conséquent, les effluents traités ne répondaient pas aux recommandations de l'O.M.S. quant à leur réutilisation pour l'arrosage d'espaces verts.

La mise en place d'ouvrages supplémentaires d'épuration des eaux pourrait contribuer à réduire les risques sanitaires et ceux liés à la salinité, susceptibles de compromettre la réutilisation des effluents traités pour l'arrosage.

CARACTÉRISATION DES EFFLUENTS DE BOUES ACTIVÉES D'UNE USINE AGROALIMENTAIRE EN VUE DE SON UTILISATION COMME EAU D'ARROSAGE DE PELOUSES EN ZONE TROPICALE HUMIDE

Characterization of the activated sludge effluents from an agro-food industry to be used in the watering of a humid, tropical parkland

BI TIÉ ALBERT GOULA^{1*}, INNOCENT KOUASSI KOUAME¹, LACINA COULIBALY², THÉOPHILE GNAGNE¹,
ISSIAKA SAVANE¹, PIERRE DIDIER DJOMAN³

¹Laboratoire Géosciences et Environnement, UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé 02, BP 801, Abidjan 02, Côte d'Ivoire.

²Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique, UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé 02, BP 801, Abidjan 02, Côte d'Ivoire.

³Service de l'Inspection des Installations Classées – Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, Côte d'Ivoire.

Reçu le 25 août 2004, accepté le 18 décembre 2006

RÉSUMÉ

Les eaux résiduaires d'une usine agroalimentaire située à Abidjan, traitées par boues activées, ont été caractérisées en vue d'une réutilisation pour l'arrosage des espaces verts. L'effluent à la sortie de la STEP présente un taux d'abattement d'environ 96 % pour la DCO et la DBO₅. Le pH varie entre 6,5 et 8,5. Quant aux parasites (ankylostomes, anguillules, nématodes, helminthes), ils sont tous éliminés. Par contre, en moyenne 1,2•10⁶ coliformes totaux et 8,3•10³ coliformes thermotolérants pour 100 mL ont été dénombrés. En outre, la conductivité de l'effluent était en moyenne de 2 670 µmhos/cm avec un taux d'absorption de sodium (SAR) moyen de 23,92. Par conséquent, les effluents traités ne répondaient pas aux recommandations de l'O.M.S. quant à leur réutilisation pour l'arrosage d'espaces verts.

La mise en place d'ouvrages supplémentaires d'épuration des eaux pourrait contribuer à réduire les risques sanitaires

et ceux liés à la salinité, susceptibles de compromettre la réutilisation des effluents traités pour l'arrosage.

Mots clés : *Eaux résiduaires, station à boues activées, usine agro-industrielle, réutilisation, arrosage, parasites, climat tropical.*

ABSTRACT

The wastewater from an agro-food industrial factory, treated by an activated sludge process, was characterized for re-use in the watering of parklands. The factory was located in Abidjan, Ivory Coast. The effluent from the sewage treatment plant showed a reduction of the Chemical Oxygen Demand (COD) and five-day Biological Oxygen Demand (BOD₅) of approximately 96% and had a pH varying between 6.5 and 8.5. Parasites (ankylostomes, anguillules, nematodes,

helminths) were also all eliminated. However, on average 1.2×10^6 total coliforms and 8.3×10^3 faecal coliforms per 100 mL were counted. Moreover, the average conductivity of the effluent was 2670 $\mu\text{mhos/cm}$ with an average rate of sodium absorption (SAR) of 23.9. Consequently, the treated effluent did not meet the recommendations of the World Health Organization and was, therefore, not suitable for the watering of parklands. Additional water purification could reduce medical risks and those related to salinity, and allow the re-use of effluents for watering.

Key words: *Wastewater, activated sludge, wastewater treatment plant, agro-food industrial factory, water re-use, watering, parasites, tropical climate*

1. INTRODUCTION

La réutilisation des eaux résiduaires traitées est pratiquée aussi bien dans les pays développés que dans les pays en développement. En Afrique, cette pratique n'est pas habituelle en zone tropicale humide à cause de la pluviométrie qui est relativement abondante, contrairement aux zones arides où elle est très pratiquée (AMY *et al.*, 1996). Cependant, elle pourrait constituer, pour certains pays de la zone tropicale humide, une alternative pour protéger les milieux récepteurs sensibles.

L'utilisation des eaux résiduaires traitées est souvent confrontée à un certain nombre d'obstacles, notamment d'ordres sanitaire et chimique (CREPA, 1994). Pour ces raisons, l'amélioration de la qualité des effluents traités est nécessaire avant leur réutilisation. D'après FABY et BRISSAUD (1997), l'irrigation des cultures ou des espaces verts est le mode le plus répandu de l'utilisation des eaux résiduaires par rapport aux usages industriels ou aux recharges d'aquifères. Les critères d'Engelberg (BOUTIN, 1985), cité par KLUTSE et BALEUX (1995), ainsi que ceux de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 1989), recommandent que les eaux résiduaires utilisées en agriculture et pour l'arrosage des espaces verts doivent contenir moins d'un œuf de parasites intestinaux et moins de 1 000 coliformes thermotolérants pour 100 mL d'eau (DUNCAN et SANDY, 1991; SEYDOU, 1996).

Par ailleurs, une salinité excessive des eaux d'irrigation peut provoquer des dommages vis-à-vis des sols et des plantes. En effet, on pourrait observer une limitation de l'absorption de l'eau par une inversion du sens normal du phénomène osmotique ou en créant, par contamination, des réactions métaboliques anormales dans les plantes (FABY et BRISSAUD,

1997). Des études récentes (ULERY et ERNST, 1997) ont montré que des eaux usées de la tour de refroidissement d'une usine de génération de courant électrique, dont la conductivité électrique atteignait 6 700 $\mu\text{mhos/cm}$, utilisées pour l'arrosage du Sorghum bicolor, ont provoqué une régression du poids et de la productivité des plantes. Aussi, BEN HUR *et al.* (2001) ont constaté une augmentation de la conductivité du sol de 110 $\mu\text{mhos/cm}$ à 210 $\mu\text{mhos/cm}$ en arrosant des plants de maïs par des eaux dont la conductivité était de 250 $\mu\text{mhos/cm}$. Par ailleurs, pour contrôler les effets négatifs des eaux d'irrigation sur les sols et les plantes, l'US SALINITY LABORATORY (1954) a établi une échelle de qualité des eaux d'irrigation en fonction de leur conductivité et du taux d'absorption de sodium (SAR). Par rapport à la conductivité, les classes d'eaux sont : C_1 (conductivité < 250 $\mu\text{mhos/cm}$), C_2 (250 $\mu\text{mhos/cm}$ < conductivité < 750 $\mu\text{mhos/cm}$), C_3 (750 $\mu\text{mhos/cm}$ < conductivité < 2 250 $\mu\text{mhos/cm}$) et C_4 (2 250 $\mu\text{mhos/cm}$ < conductivité < 5 000 $\mu\text{mhos/cm}$). Ainsi, les eaux sont respectivement à faible salinité, à salinité moyenne, à forte salinité et à très forte salinité. Par rapport au SAR, les classes d'eau d'irrigation sont S_1 (SAR < 10), S_2 (10 < SAR < 18), S_3 (18 < SAR < 26) et S_4 (SAR > 26). Ces différents SAR indiquent que les eaux sont respectivement « excellentes à faibles dangers d'alcalinisation », « bonnes à dangers d'alcalinisation acceptables », « qualités moyennes à dangers d'alcalinisation importantes » et « qualités mauvaises à dangers d'alcalinisation très importantes ».

Des études récentes (KLUTSE et BALEUX, 1995; SHUVAL, 1990) montrent que différents systèmes d'épuration des eaux résiduaires (lagunage, lits bactériens, boues activées, etc.) contribuent significativement à l'amélioration de la qualité des effluents, notamment à l'élimination des parasites. En effet, d'après FABY et BRISSAUD (1997), les installations par boues activées sont généralement conçues pour fournir des effluents contenant moins de 90 ou 125 mg/L de Demande Chimique en Oxygène (DCO) et un abattement de l'ordre 80 à 100 % des kystes de protozoaires et des œufs d'helminthes. Par ailleurs, elles assurent 99 % d'élimination des virus et entre 60 et 90 % de la charge bactérienne. La législation de l'Union Européenne recommande, à l'égard de la DCO, une réduction minimale de 75 % (TILCHE et ORHON, 2002).

L'objectif de cette étude consiste à caractériser les effluents d'une station par boues activées en vue de leur utilisation pour irriguer les pelouses d'une société agro-industrielle localisée à Abidjan (Côte d'Ivoire).

Les travaux ont été effectués sur la station d'épuration à boues activées de ladite industrie agroalimentaire à Abidjan,

de mars à mai 1999. Cette structure possède des espaces verts d'une superficie totale de 33 hectares. Environ 300 m³/jour d'eaux résiduaires et 730 kg DBO₅/j (12 000 EH) sont traitées dans la station d'épuration (STEP) et l'effluent est rejeté dans le réseau municipal de collecte des eaux usées. Pendant ce temps, 4 500 m³/an d'eau potable, représentant 4 % du volume annuel d'eau rejeté par la station, sont utilisés pour l'irrigation des espaces verts de la société. Cette situation engendre une charge financière annuelle de 2,5 millions de F.CFA à l'industrie. L'utilisation des effluents traités en irrigation des pelouses pourrait se faire en saisons sèches. Cette pratique permettrait alors de réduire les frais alloués à l'irrigation des pelouses.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 La station d'épuration (STEP) et les sources d'eaux résiduaires

Le procédé d'épuration des eaux résiduaires de la société agroalimentaire est une station à boues activées (Figure 1). La station se compose d'un décanteur primaire, d'un bassin tampon et d'un bassin d'aération composé de trois sous-bassins. Les effluents sortant du troisième sous-bassin entrent, via un puits de dégazage, dans un clarificateur. Une partie des boues

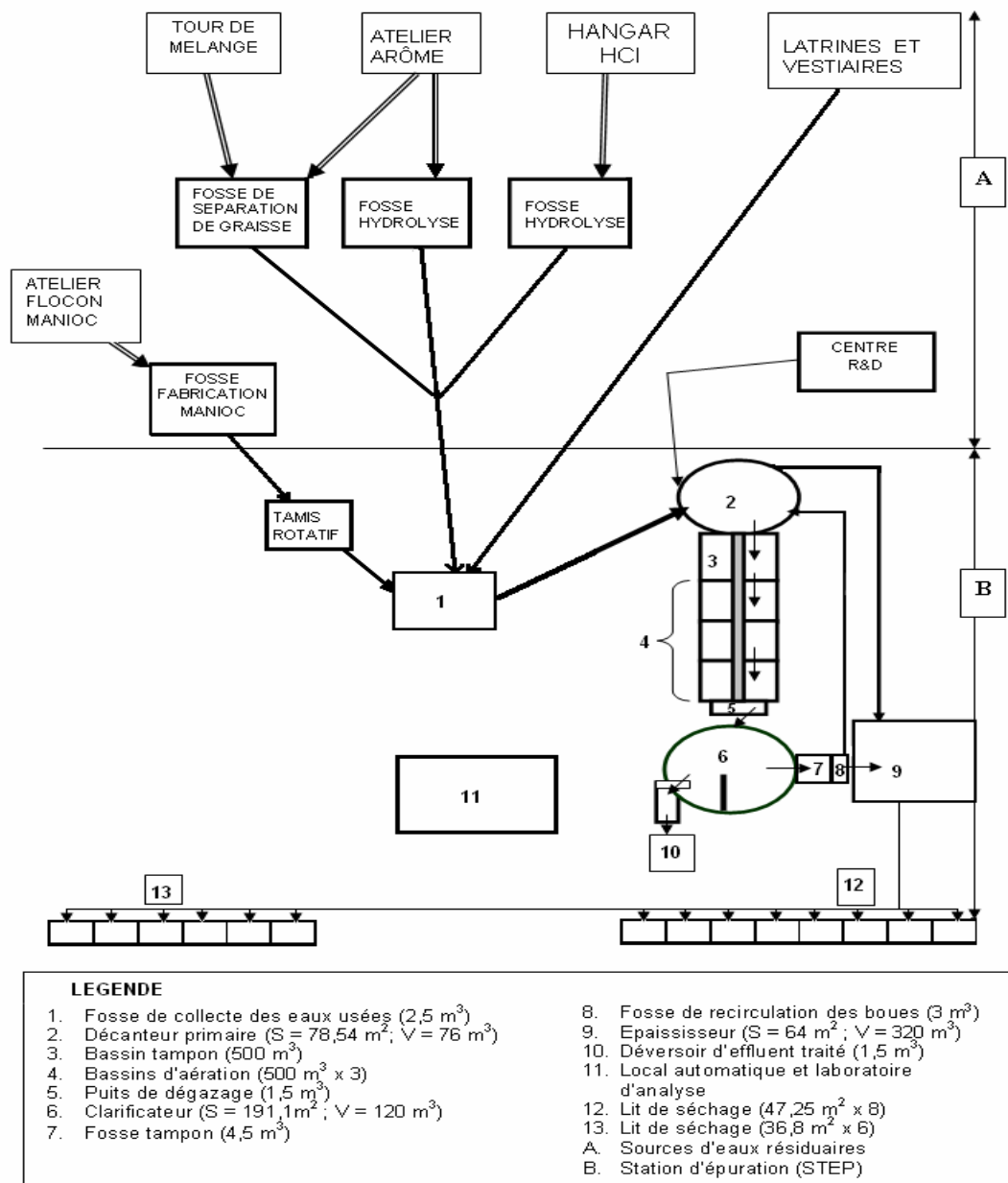


Figure 1. Représentation schématique des sources d'eaux résiduaires et de la station d'épuration à boues activées.

Schematic representation of original wastewaters and the activated sludge station.

est recirculée, tandis que la seconde partie est dirigée dans un épaisseur.

La société agroalimentaire est spécialisée dans la production des bouillons culinaires, des flocons de manioc, du lait et des aliments infantiles. Par conséquent, les eaux résiduaires se composent d'eaux de procédé, d'eaux vannes et d'eaux du centre de recherche et développement (R&D). Les ateliers « Flocon Manioc » et « Arôme » d'une part, les latrines et les vestiaires d'autre part, constituent les sources les plus importantes de rejet d'eaux. Ces eaux résiduaires sont stockées dans des fosses spécifiques avant d'être acheminées dans la fosse de collecte de la station d'épuration.

Sur ce réseau, il existe deux débitmètres situés au niveau de la fosse de collecte des eaux brutes et au niveau du déversoir de l'effluent traité. Les fosses de collecte des ateliers de production n'en possèdent pas.

2.2 Méthodes

2.2.1 Échantillonnage

Des échantillons hebdomadaires ont été prélevés dans la fosse de collecte des eaux résiduaires, le déversoir de rejet des effluents traités et le troisième bassin d'aération. Les semaines considérées dans l'étude sont celles d'une année normale. Ainsi, les échantillonnages hebdomadaires se sont déroulés de la 9^e à la 22^e semaines (du mois de mars au mois de mai) de l'an 1999.

Sur les échantillons, la demande biochimique en oxygène durant cinq jours (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), les matières en suspension (MES) et le pH ont été mesurés. Concernant le taux d'oxygène dissous, il a été mesuré seulement au niveau du troisième bassin d'aération. Quant aux autres paramètres (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et les microorganismes pathogènes), ils n'ont été mesurés que dans l'eau traitée.

2.2.2 Analyses

2.2.2.1 Les germes traceurs de contamination fécale (GTCF) et parasites

La détermination des GTCF a été effectuée par la méthode du dénombrement standard sur boîtes de pétri (AFNOR, 1991) pour les coliformes totaux et le dénombrement en milieu solide (AFNOR, 1991) pour les coliformes thermotolérants.

Le dénombrement des parasites susceptibles de provoquer une contamination transcutanée ou par voie orale a été effectué par la technique de RITCHIE (1948) citée par KLUTSE et BALEUX (1995). En effet, cette technique est performante

dans la recherche de larves et kystes de protozoaires, d'œufs d'helminthes, de larves d'Anguillules et d'Ankylostomes.

2.2.2.2 Les paramètres physico-chimiques

Pour la détermination des paramètres physico-chimiques, les échantillons prélevés dans des éprouvettes en verre ont été immédiatement transférés au laboratoire pour analyse. La DCO a été déterminée par la méthode colorimétrique (méthode HACH) avec un spectrophotomètre DR 2010 après une dilution au 1/10^e des échantillons d'eaux brutes. Les MES ont été quantifiées par filtration (filtres WHATMAN circulaires de 47 mm de diamètre et de porosité 0,45 μ m). La DBO_5 et l'oxygène dissous ont été mesurés respectivement par un DBO_5 -mètre de type HACH et un Oxymètre de type WTW OXI 597. Le pH a été déterminé avec un pH-mètre portable de type MI 9024. La conductivité a été obtenue à l'aide d'un conductimètre de type STD-METER.

Les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} ont été dosés par complexométrie à l'aide d'une solution de sel disodique d'acide éthylènediamine tétracétique (EDTA) (Ca^{2+} : AFNOR, T90-016 et Mg^{2+} : AFNOR, T90-003). Quant au Na^+ , il a été dosé au spectrophotomètre à flamme type ATS 200M. Les valeurs de conductivité ont été comparées à celles de RICHARDS (1954) afin de déterminer la qualité des eaux d'irrigation. Il faut noter qu'en dessous de 250 μ mhos/cm, les cultures ne sont pas affectées par la salinité; entre 250 et 2 250 μ mhos/cm, le maintien du rendement est encore possible avec des méthodes culturales adéquates. Mais au-delà de 2 250 μ mhos/cm, il y a des risques de sodisation du sol.

Les risques de sodisation relatifs à une eau d'irrigation sont caractérisés par deux paramètres : le Sodium Adsorption Ratio (SAR) qui rend compte du rapport entre les concentrations en sodium et en alcalino-terreux et la conductivité de l'effluent traité. Le SAR utilisé par JIMENEZ et CHAVEZ (1997) est défini par la relation suivante :

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\left(\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2} \right)^{1/2}} \quad (1)$$

Les concentrations des ions Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} sont exprimées en méq/L.

Les valeurs du SAR ont été comparées à celles du diagramme de l'US SALINITY LABORATORY (1954), lequel, à partir des valeurs du SAR et de la conductivité, classe

les eaux d'irrigation en fonction des risques de sodisation et de salinisation (FABY et BRISSAUD, 1997).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Détermination de la Performance épuratoire de la STEP

L'efficacité de la STEP a été suivie via les valeurs de la DCO, la DBO₅ et les MES. En effet, le Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie (MECV) de la Côte d'Ivoire ne disposant pas de règlement général pour la pollution industrielle, l'efficacité de la STEP a été mise en évidence en fonction de l'arrêté N° 19/MIP/DENT du 2 mars 1990. Celui-ci fixe les normes de rejet de l'usine agroalimentaire comme suit, les eaux traitées dans la STEP étant dirigées vers le réseau d'évacuation d'eaux usées urbaines avant rejet dans le milieu naturel :

$$\begin{aligned} \text{MES} &\leq 50 \text{ mg O}_2/\text{L}, \text{ DCO} \leq 500 \text{ mg O}_2/\text{L}, \\ \text{DBO}_5 &\leq 150 \text{ mg O}_2/\text{L} \text{ et } 6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5 \end{aligned} \quad (2)$$

Le tableau 1 présente l'évolution hebdomadaire des caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée. On remarque que la DCO de l'eau brute est variable selon les semaines, elle oscille entre 2 000 et 8 000 mg O₂/L. Concernant l'effluent traité, sa DCO est inférieure à 500 mg O₂/L de la 9^e à la 22^e semaines. Par ailleurs, la qualité de l'effluent obéit à la norme de rejet du MECV. L'abattement

de la DCO est assez élevé puisqu'il varie entre 85,4 % et 98,8 %. Celui-ci est typique du rendement d'épuration observé dans les effluents d'industrie agroalimentaire traités par boues activées. Quant à l'évolution de la DBO₅, on constate que celle de l'eau brute varie entre 1 000 mg O₂/L et 5 000 mg O₂/L en fonction des semaines. Le rendement d'élimination de la DBO₅ est en moyenne de 96,8 %. Dans l'effluent traité, on note une diminution progressive de la DBO₅ de 120 mg O₂/L à 60 mg O₂/L respectivement de la 9^e à la 22^e semaines. Cette performance de la station est liée à une optimisation des réglages d'exploitation. Les variations des concentrations en DCO et en DBO₅ de l'eau brute s'expliquent par les rejets des eaux résiduaires de l'entreprise. En effet, les productions des flocons de manioc et celle des produits à base d'arôme sont les principales composantes du rejet d'eaux usées. Cependant, la production des flocons de manioc se fait de manière périodique en fonction de la demande sur le marché alors que celle de l'arôme est continue. Ainsi, l'augmentation des concentrations de la DCO et celle de la DBO₅ de l'eau brute correspond aux semaines où la production des flocons de manioc vient s'ajouter à celle de l'arôme. En outre, les abattements de l'ordre de 96 % de la DCO et de la DBO₅ obtenus par la STEP satisfont les normes européennes d'abattement de ces paramètres (75 %) (TILCHE et ORHON, 2002) et à la réglementation ivoirienne. L'évolution hebdomadaire des matières en suspension (MES) dans l'effluent traité de la 12^e à la 22^e semaines, donne des concentrations inférieures à 50 mg/L alors que ces concentrations sont supérieures à 50 mg/L de la 9^e à la 11^e semaines. Ainsi, les valeurs des MES de l'effluent satisfont, en général, à l'arrêté du MECV (MES ≤ 50 mg/L). Les

Tableau 1. Évolution hebdomadaire des caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute et de l'effluent traité.
Table 1. Weekly evolution of the physico-chemical characteristics of the wastewater and treated effluent.

| Semaines | Eau brute | | | Effluent | | | | Rendement Effluent /eau brute | |
|----------|-------------------------|------------|------|-------------------------|------------|------------|------|-------------------------------|----------------------|
| | DBO ₅ (mg/L) | DCO (mg/L) | pH | DBO ₅ (mg/L) | DCO (mg/L) | MES (mg/L) | pH | DCO (%) | DBO ₅ (%) |
| 9 | 2 640 | 6 874 | 6,27 | 120 | 227 | 28 | 7,3 | 96,69 | 95,45 |
| 10 | 2 640 | 6 662 | 5,51 | 110 | 314 | 125 | 7,39 | 95,28 | 95,83 |
| 11 | 2 100 | 2 200 | 6,76 | 138 | 322 | 136 | 7,09 | 85,36 | 93,45 |
| 12 | 4 320 | 4 326 | 7,91 | 110 | 320 | 114 | 7,5 | 92,60 | 97,45 |
| 13 | 1 960 | 6 404 | 6,85 | 110 | 214 | 38 | 7,42 | 96,66 | 94,39 |
| 14 | 2 700 | 6 156 | 6,70 | 90 | 188 | 19 | 7,87 | 96,95 | 96,67 |
| 15 | 1 800 | 1 825 | 8,18 | 70 | 115 | 18 | 7,5 | 93,73 | 96,11 |
| 16 | 1 360 | 8 474 | 6,4 | 70 | 88 | 13 | 7,24 | 98,97 | 94,85 |
| 17 | 1 360 | 1 700 | 7,64 | 98 | 100 | 12 | 7,02 | 94,12 | 92,79 |
| 18 | 4 400 | 7 080 | 6,54 | 40 | 85 | 13 | 6,81 | 98,80 | 99,09 |
| 19 | 4 800 | 8 550 | 6,21 | 60 | 99 | 16 | 6,9 | 98,84 | 98,75 |
| 20 | 1 600 | 1 730 | 6,45 | 70 | 88 | 17 | 6,6 | 94,94 | 95,63 |
| 21 | 1 720 | 2 730 | 6,59 | 40 | 66 | 11 | 7,31 | 97,58 | 97,67 |
| 22 | 1 000 | 2 530 | 6,39 | 60 | 71 | 12 | 7,07 | 97,19 | 94,00 |

fortes valeurs des MES s'expliquent par un dysfonctionnement constaté au niveau de la fosse de recirculation des boues entre la 9^e et la 11^e semaine. Le pH de l'eau brute varie entre 5,5 et 8,5. Pour l'effluent traité, les variations de pH sont moins accentuées et les valeurs se situent entre 6,5 et 8. Néanmoins, la STEP produit un effluent dont le pH est conforme aux recommandations du MECV ($6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$).

3.2 Caractérisation de l'effluent traité

Au niveau des caractéristiques chimiques (Tableau 2), les concentrations en calcium et en magnésium sont faibles, avec des teneurs moyennes respectives de 2,042 mg/L et 1,038 mg/L. Par contre, les teneurs de sodium sont élevées, elles varient entre 100 et 240 mg/L. Ces concentrations en sodium augmentent la conductivité de l'effluent, dont les valeurs se situent entre 2 500 et 2 780 $\mu\text{mhos/cm}$ avec une moyenne de 2 670 $\mu\text{mhos/cm}$. Les taux d'absorption de sodium (SAR) hebdomadaires calculés sont compris entre 13,82 et 33,38 avec une moyenne de 23,91. En effet, les eaux de la nappe d'Abidjan utilisées pour l'approvisionnement en eau de l'industrie sont faiblement minéralisées (AGHUI et BIEMI, 1984; OGA *et al.*, 1998), ce qui explique les faibles teneurs en calcium et magnésium. Cependant, les valeurs élevées de sodium proviennent de l'usine agroalimentaire, surtout de l'atelier « arôme » et de la tour de mélange qui utilisent beaucoup de sodium dans les procédés de fabrication. Les différents rejets engendrés par cette utilisation sont traités,

stockés dans la fosse « hydrolyse » et celle de « séparation de graisse » avant d'être véhiculés dans la fosse de collecte des eaux brutes. L'effluent appartient à la classe C_4 des conductivités, qui est la classe des eaux à très forte salinité et à la classe S_3 des eaux de qualité moyenne à danger d'alcalinisation important. Dès lors, ces effluents présentent des risques de salinisation des sols assez importants d'après la classification des eaux d'irrigation de US SALINITY LABORATORY (1954). Aussi, RICHARDS (1969), cité dans FABY et BRISSAUD (1997), a établi une correspondance entre la conductivité des eaux d'irrigation et la quantité de chlorure de sodium. Ainsi, une conductivité de l'effluent située entre 2 250 $\mu\text{mhos/cm}$ et 5 000 $\mu\text{mhos/cm}$ correspondrait à une concentration en NaCl située entre 1 500 et 3 600 mg/L. Une telle teneur en sel serait élevée pour l'irrigation des espaces verts.

Concernant les analyses microbiologiques (Tableau 3), elles ont permis de dénombrer, sur dix échantillons hebdomadaires, une moyenne de $1,2 \cdot 10^6$ coliformes totaux/100 mL et $8,3 \cdot 10^3$ coliformes thermotolérants/100 mL dans l'effluent. Aucun parasite susceptible d'engendrer des contaminations par voie transcutanée (ankylostomes, anguillules) ou par voie orale (protozoaires, nématodes, helminthe) n'a été détecté. L'utilisation des effluents pour l'arrosage de l'espace vert de l'usine présente donc un risque minimal de contamination humaine par les parasites. Ce résultat est classique des procédés à boues activées qui éliminent 80 à 100 % de parasites (FABY et BRISSAUD, 1997; JIMENEZ et CHAVEZ, 1997).

Tableau 2. Évolution hebdomadaire des paramètres de réutilisation de l'effluent traité.

Table 2. Weekly evolution of the chemical parameters monitored for re-use of treated effluent.

| Semaines | Na ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Conductivité | SAR |
|----------------|-----------------|------------------|------------------|-------------------------|--------------|
| | (mg/L) | (mg/L) | (mg/L) | ($\mu\text{mhos/cm}$) | |
| 9 | 150 | 2,0 | 0,8 | 2 800 | 22,40 |
| 10 | 143 | 1,8 | 0,9 | 2 680 | 21,59 |
| 11 | 100 | 2,2 | 1,0 | 2 600 | 13,82 |
| 12 | 240 | 2,4 | 1,1 | 2 780 | 32,50 |
| 13 | 225 | 1,8 | 1,0 | 2 750 | 33,38 |
| 14 | 195 | 2,0 | 1,1 | 2 730 | 27,49 |
| 15 | 140 | 2,0 | 0,8 | 2 720 | 21,03 |
| 16 | 140 | 2,1 | 0,9 | 2 500 | 20,62 |
| 17 | 178 | 2,2 | 1,1 | 2 650 | 24,72 |
| 18 | 165 | 2,0 | 1,1 | 2 630 | 23,26 |
| 19 | 106 | 1,9 | 0,9 | 2 670 | 15,76 |
| 20 | 204 | 2,1 | 1,5 | 2 670 | 26,09 |
| 21 | 179 | 2,5 | 1,4 | 2 500 | 29,98 |
| 22 | 205 | 1,8 | 1,0 | 2 700 | 23,91 |
| Moyenne | 169 | 2,0 | 1,0 | 2 670 | 23,92 |

Tableau 3. Évolution hebdomadaire des parasites dans l'effluent traité.*Table 3. Weekly evolution of the parasites in the treated effluent.*

| Semaines | Coliformes totaux | Coliformes thermotolérants | Ankylostomes | Anguillules | Protozoaires | Nématodes | Helminthes |
|----------------|----------------------------|----------------------------|------------------|------------------|----------------------------|--------------------------|----------------------------|
| | (x 10 ⁶)/100mL | (x 10 ³)/100mL | (œufs, larves)/L | (œufs, larves)/L | (œufs, kystes et larves)/L | (œufs, kystes, larves)/L | (œufs, kystes et larves)/L |
| 9 | 132 | 9,7 | - | - | - | - | - |
| 10 | 1,5 | 8,3 | - | - | - | - | - |
| 11 | 1,4 | 9,1 | - | - | - | - | - |
| 12 | 1,4 | 8,0 | - | - | - | - | - |
| 13 | 1,4 | 7,9 | - | - | - | - | - |
| 14 | 1,3 | 8,2 | - | - | - | - | - |
| 15 | 1,0 | 8,0 | - | - | - | - | - |
| 16 | 1,2 | 8,0 | - | - | - | - | - |
| 17 | 1,5 | 8,5 | - | - | - | - | - |
| 18 | 1,2 | 7,5 | - | - | - | - | - |
| 19 | 1,0 | 8,7 | - | - | - | - | - |
| 20 | 1,1 | 9,0 | - | - | - | - | - |
| 21 | 1,0 | 7,1 | - | - | - | - | - |
| 22 | 1,1 | 8,0 | - | - | - | - | - |
| Moyenne | 1,2 | 8,3 | - | - | - | - | - |

Présence (+); Absence (-)

Quant aux germes d'origine fécale (coliformes totaux et coliformes thermotolérants) présents dans l'effluent traité, leur présence s'explique par le rejet des eaux vannes de l'entreprise (PAYMENT et HARTMANN, 1998), dont les volumes de rejet ne peuvent être déterminés avec précision en raison de l'absence de compteur d'eau pour les différentes sources d'eaux usées. Aussi, serait-il difficile de séparer les eaux vannes du réseau d'évacuation des eaux usées existantes en raison de son éloignement du collecteur municipal et du réseau enterré existant au sein de l'entreprise.

L'utilisation de l'effluent traité pour l'arrosage n'est donc pas appropriée en l'état, puisqu'il ne respecte pas les recommandations d'ordre sanitaire (BOUTIN, 1985, cité par KLUTSE et BALEUX, 1995; OMS, 1989), et physico-chimiques (US SALINITY LABORATORY, 1954). Par conséquent, l'utilisation de ces eaux usées traitées serait possible seulement après la réduction de la salinité des effluents, qui pourrait se faire par dilution des effluents comme préconisée par BOWMAN *et al.* (2002). En effet, ces auteurs, en diminuant la conductivité des eaux de lixiviation d'une décharge jusqu'à 36 µmhos/cm avant son utilisation pour l'arrosage des espaces verts, n'observaient plus d'effet négatif de celui-ci. En adoptant cette solution, l'effluent devra être dilué 74 fois pour obtenir la même conductivité. La dilution

n'est donc pas à envisager car elle revient à l'utilisation quasi totale de l'eau potable que l'on souhaite économiser. La salinité de l'effluent pourrait aussi être diminuée par osmose inverse, mais ce traitement est onéreux comme l'ont montré BEN GHEDALIA *et al.* (2001). Enfin, on pourrait arroser les plantes de façon sélective, de sorte à n'appliquer l'effluent que sur les espèces qui tolèrent le sel (BROWN et GLENN, 1999; LIN *et al.*, 2001). Pour l'élimination des microorganismes pathogènes, on pourrait procéder soit à une désinfection chimique à l'aide du sulfatoferrate de potassium (AUBERTIN *et al.*, 1995) qui permet d'anéantir 99,7 % des coliformes totaux et 99,9 % des coliformes thermotolérants, soit à une filtration sur sable qui donne des rendements du même ordre que précédemment. En effet, d'après GNAGNE (1996), il existe des processus d'élimination de la quasi totalité des microorganismes pathogènes dans la couche filtrante sableuse suite au passage des eaux usées dans celle-ci.

4. CONCLUSION

Cette étude a montré que la station d'épuration des eaux usées de l'usine agroalimentaire fonctionne correctement et satisfait les recommandations du MECV. Cependant,

l'effluent ne satisfait pas les critères sanitaires et de salinité des eaux d'arrosage. Pour cette raison, son utilisation à des fins d'arrosage doit être précédée d'un traitement complémentaire visant à réduire les risques sanitaires et de salinité. Les présents travaux ont abordé la problématique de la réutilisation des eaux usées dans notre zone qui comporte d'importantes unités industrielles dont les besoins en eau sont de plus en plus importants face à une dégradation de la ressource en eau liée à l'environnement. Une seconde phase de travaux permettra de connaître le comportement des plantes vis-à-vis de ces eaux et de rechercher des méthodes de traitement appropriées.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR (1997). Qualité de l'eau, tome 3, méthodes d'analyse 2 : éléments majeurs, autres éléments et composés minéraux, 2^e édition, 370 p.
- AFNOR (1991). NF ISO 4832 : Microbiologie – Directives générales pour le dénombrement des micro-organismes – méthode par comptage des colonies, 55^e édition, 11 p.
- AFNOR (1991). NF ISO 4833 : Microbiologie – Directives générales pour le dénombrement des micro-organismes – méthode par comptage des colonies obtenues à 30 degrés celsius, 55^e édition, 10 p.
- AGHUI N. et J. BIEMI (1984). Géologie et hydrogéologie des nappes de la région d'Abidjan et risques de contamination. *Ann. Un. Nat. de Côte d'Ivoire, série C*, tome 20, 313-347.
- AMY G., J.F. DEBROUX, R. ARNOLD et L.G. WILSON (1996). Preozonation for enhancing the biodegradability of wastewater effluent in a potable-recovery soil aquifer treatment (SAT) system. *Rev. Sci. Eau*, 9, 365-380.
- AUBERTIN N., N. NEVEUX, R. GERARDIN et O. EVRARD (1995). Synthèse d'un sulfatoferrate de potassium et son efficacité dans le traitement des eaux. *Rev. Sci. Eau*, 9, 17-30.
- BENGAHEDALIAD., R. SOLOMON, J. MIRON, E. YOSEF, Z. ZOMBERG, E. ZUKERMAN, A. GREENBERG et T. KIPNIS (2001). Effect of water salinity on the composition and *in vitro* digestibility of winter-annual ryegrass in Arava desert. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 91, 139-147.
- BEN HUR M., F.H. LI, R. KEREN, I. RAVINA et G. SHALIT (2001). Water and salt distribution in a field irrigated with marginal water under high water table conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65, 191-198.
- BOUTIN P. (1985). Le « Rapport d'Engelberg » : Un réexamen des limitations sanitaires à la réutilisation agricole des eaux résiduaires. *Génie Rural*, 12, 54-56.
- BOWMANN M.S., T.S. CLUNE et B.G. STTON (2002). Sustainable management of landfill leachate by irrigation. *Water Air Soil pollut.*, 134, 81-96.
- BROWN J.J. et E.P. GLENN (1999). Reuse of highly saline aquaculture effluent to irrigate a potential forage halophyte, *Suaeda esteroa*. *Aquacult. Eng.*, 20, 91-111.
- CREPA (1994). Réutilisation des eaux usées en agriculture. Info CREPA, 5, 22 p.
- DUNCAN M. et C. SANDY (1991). Guide pour l'utilisation sans risque des eaux résiduaires et des excréta en agriculture et aquaculture : Mesure pour la protection de la santé publique, OMS, Londres, Grande-Bretagne, 205 p.
- FABY J.A. et F. BRISSAUD (1997). L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. *Compte rendu d'étude de l'Office International de l'Eau*, mai 1997, 82 p.
- GNAGNE T. (1996.) Épuration par infiltration des eaux de forte charge organique en milieu tropical. Thèse de Doctorat, Univ. Montpellier, France, 185 p.
- JIMENEZ C.B. et M.A. CHAVEZ (1997). Treatment of Mexico for irrigation purposes, *Environ. Technol.*, 18, 721-729.
- KLUTSE A. et B. BALEUX (1995). Élimination des œufs de nématodes et des kystes de protozoaires des eaux usées domestiques par lagunage à microphytes en zone soudano-sahélienne. *Rev. Sci. Eau*, 8, 563-577.
- LIN W., G. XUN et A. HARIVANDI (2001). Salt tolerance and salt accumulation of landscape plants irrigated by sprinkler and drip irrigation systems. *J. Plant Nut.*, 24, 1473-1490.
- OGA M.-S., C. MARLIN et L. DEVER (1998). Recharge des nappes du Continental Terminal et du Quaternaire dans la région du Grand Abidjan (Côte d'Ivoire). *Conférence internationale Abidjan'98 sur la variabilité des ressources en eau en Afrique au XX^e siècle*, recueil des posters, pp. 127-130.
- O.M.S. (1989). *L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : recommandations à visées sanitaires*. Rapport technique N° 778, Genève, Suisse, 39 p.

- PAYMENT P., P. HARTMANN (1998). Les contaminants de l'eau et leurs effets sur la santé. *Rev. Sci. Eau*, N° spécial, 199-210.
- RICHARDS L.A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. USDA Agricultural Handbook, N° 60, US Departmental of Agriculture, Washington, DC, États-Unis, 160 p.
- RITCHIE L.S. (1948). An ether sedimentation technique for routine stool examination. *Bull. US Army Med. Dep.*, 8, 326.
- SEYDOU N. (1996). Utilisation des eaux usées domestiques en maraîchage périurbain à Dakar (Sénégal). *Sécheresse*, 7, 217-223.
- SHUVAL H.I. (1990). *Wastewater irrigation in developing countries, health effects and technical solutions*. Summary of World Bank technical paper, N° 51. UNDP-World Bank Water and Sanitation program. Water and sanitation discussion paper series, 2, 56 p.
- TILCHE A. et D. ORHON (2002). Appropriate basis of effluent standards for industrial wastewaters. *Water Sci. Technol.*, 45, 1-11.
- ULERY A.L. et F.F. ERNST (1997). Sorghum response to saline industrial cooling water applied at three growth stages. *Agronomy J.*, 89, 392-396.
- US SALINITY LABORATORY (1954). *Diagnosis and improvement of saline and Alkali soils*. USDA Agriculture Handbook 60. Washington, DC, États-Unis, US Government Printing office, pp. 10-50.