

# Note technique : performance d'une station d'épuration dans l'élimination de la pollution carbonée d'effluents de brasserie

**Nelly Rakoto<sup>1</sup>, Herimalala Randriantsoa<sup>1</sup>, Gérard Sarazin<sup>2</sup>**

(1) Laboratoire de Chimie de l'Environnement - Mention Procédés et Ecologie Industrielle – Domaine Sciences et Technologie – Université d'Antananarivo – Madagascar BP : 960, Madagascar.

(2) Laboratoire de Géochimie des Eaux – Université Paris-Diderot & Institut de Physique du Globe de Paris (IPGP) - 1 rue de Jussieu 75005 Paris, France.

**\*Auteurs correspondants : rakotonelly@yahoo.fr - imamivlad001@yahoo.fr - gсарazin@gmail.com**

## RÉSUMÉ

Ce travail porte sur le suivi d'une station d'épuration à boues activées d'une brasserie industrielle. Il a pour but de contrôler son efficacité et de l'améliorer par oxygénation des effluents dans le bassin tampon. Les expériences ont été réalisées durant 23 semaines. A partir de la 17<sup>e</sup> semaine, trois oxyjets ont été installés dans le bassin tampon. Les eaux usées brutes « EE » et traitées « ES » à la sortie de la zone de traitement biologique ont fait l'objet de mesures de pH, Demande Biochimique en Oxygène (DBO) et Demande Chimique en Oxygène (DCO). Les taux d'abattement de la DBO5 et de DCO ont été estimés. Les effluents de la brasserie, généralement basique, renferment des polluants organiques biodégradables (DBO/DCO>0,3). Les résultats de l'étude montrent que leur oxygénation dans le bassin tampon favorise les activités biologiques et augmente le rendement épuratoire.

**MOTS-CLÉS :** épuration, effluents liquides, brasserie, oxygénation, charge organique

## ABSTRACT

This study is focused on wastewater treatment using activated sludge in a brewery. It aims in controlling the efficiency of the step and enhancing its performance by oxygenation of effluents in buffer basin. Experiments were performed 23 weeks. From the 17<sup>th</sup> week, three oxyjets were installed in the buffer pond. pH, Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD) were considered to raw wastewater "EE" and treated effluents "ES" analysis. The removal rates of DBO5 and COD were estimated. Brewery effluents, which are generally basic, contain biodegradable organic pollutants (DBO/DCO>0.3). Their oxygenation in the buffer pool promotes biological activities and increases the purification efficiency.

**KEYWORDS:** purification, wastewater, brewery industry, oxygenation, organic charge

## Note technique : performance d'une station d'épuration dans l'élimination de la pollution carbonée d'effluents de brasserie

Nelly Rakoto, Herimalala Randriantsoa, Gérard Sarazin

### Introduction

Les brasseries consomment de grands volumes d'eau de bonne qualité et sont en conséquence des industries très productrices d'eaux usées (Fillaudeau *et al.*, 2006, Fakoya et Van Der Poll, 2013). Un litre de bière est préparé à partir de 4 à 7 litres d'eau de consommation, et il est à l'origine de 3 à 10 litres d'effluents liquides (Simate *et al.*, 2011, Fakoya et Van Der Poll, 2013). Ces effluents rassemblent les eaux issues de la fabrication et des activités de lavage, les moûts et les bières résiduelles. Ils sont riches en polluants organiques biodégradables et sont caractérisés par un pH variable, une teneur importante en Demande Chimique en Oxygène (DCO) et des concentrations élevées en nutriments (Alvarado-Lassman *et al.*, 2008, Agler *et al.*, 2010, Zupanc *et al.*, 2012, Farooq *et al.*, 2013).

Ces effluents peuvent être traités efficacement pour réduire les rejets polluants et atteindre les normes de rejets compatibles avec la préservation de l'environnement aquatique. Les traitements biologiques figurent parmi les technologies d'épuration les plus utilisées dans le domaine. Les procédés anaérobies tels que la digestion et le lagunage anaérobies donnent de bons abattements de la DCO et de la DBO (Demandes Chimique et Biochimique en Oxygène, respectivement). Ils permettent en outre la production de méthane, pouvant au moins compenser l'énergie consommée lors du traitement. Toutefois, le biogaz produit contient également des composés malodorants et/ou toxiques tels que  $H_2S$  et  $NH_3$ . Le lagunage anaérobie est ainsi inutilisable en milieu urbain à cause des risques sanitaires et des émissions d'odeurs qui peuvent être associés (Effebi, 2009). Les traitements anaérobies ont fait l'objet de très nombreuses publications. Cependant, les municipalités et la

majorité des industries agroalimentaires optent généralement pour les traitements aérobies jugés plus robustes et efficaces, tels que la technique dite des boues activées (Nelson et Sidhu, 2009, Ofiteru *et al.*, 2014). Celle-ci repose sur la stimulation, par aération intense et recyclage partiel des boues microbiennes, de l'activité des microorganismes aérobies présents dans les eaux usées, notamment pour minéraliser les matières organiques. La technique est efficace pour éliminer les polluants organiques en suspension et dissous (DCO, DBO, Nelson et Sidhu, 2009) mais par un contrôle adapté de l'aération, elle permet aussi l'élimination de l'azote (Dennison *et al.*, 2010). Plusieurs facteurs liés à l'effluent, aux boues et au réacteur peuvent influencer la performance épuratoire d'un système de traitement par boues activées. L'efficacité du traitement diminue généralement avec le vieillissement du réacteur (Liu *et al.*, 2011).

Cet article présente le suivi de la performance d'une station d'épuration par boues activées dans l'abattement de la charge carbonée des effluents d'une brasserie industrielle. L'objectif était d'évaluer le fonctionnement de la station d'épuration en suivant les caractéristiques des effluents bruts et traités et d'estimer le rendement global d'épuration en fonction de l'aération ou non de l'effluent dans le bassin tampon.

## I. Matériels et méthodes

### I.1 Système de traitement

La station d'épuration est composée de manière classique d'une zone de prétraitement et d'une zone de traitement biologique (figure 1). Elle comporte cinq bassins dont les dimensions sont données dans le tableau I.

**Tableau I. Dimensions des cinq bassins de la station d'épuration de la brasserie**

	Forme	Hauteur en m	Diamètre en m	Surface de base en m <sup>2</sup>	Volume en m <sup>3</sup>
<b>Bassin de relevage</b>	Parallélépipède rectangle	2,5	-	48	120
<b>Bassin racleur</b>	Parallélépipède rectangle	2,5	-	48	120
<b>Bassin Tampon</b>	Cylindre	4,37	22,67	375,74	1642
<b>Bassin d'aération</b>	Cylindre	5,81	25,34	477,97	2777
<b>Silo à boues</b>	Cylindre	5,81	12	107,23	623

La première zone vise à éliminer les éléments de grande taille (dégrillage / tamisage) pour protéger les étapes de traitements ultérieures, puis à préparer les effluents bruts pour établir les conditions favorables au développement des bactéries. Cette zone de prétraitement est composée :

- d'un tamis élévateur vertical constitué par des grilles et des paniers dégrilleurs muni d'un releveur de diamètre de coupure 20 mm.
- d'un bassin de relevage d'une capacité de 120 m<sup>3</sup> et de 2,5 m de profondeur : le pH y est maintenu entre 7 et 8 pour favoriser le développement des microorganismes. Le bassin est également muni d'un aérateur oxyjet, permettant d'éviter les mauvaises odeurs. Le débit des eaux à l'entrée de ce bassin est contrôlé à l'aide d'un débitmètre électromagnétique. Trois pompes de relevage y sont installées afin de remonter les eaux dans le tamis rotatif.
- d'un tamis rotatif de diamètre de coupure 0,5 mm : il comporte une grille cylindrique à axe horizontal qui tourne à une vitesse proportionnelle au débit des eaux usées à l'entrée de la station
- d'une vis compacteuse qui augmente la siccité des refus issus des tamis
- d'un bassin racleur ou décanteur primaire de volume de 120 m<sup>3</sup> et de 2,5 m de profondeur permettant la sédimentation et la collecte des boues primaires dans le fond d'une part, des graisses, huiles et particules fines flottantes en surface d'autre part.

La seconde zone, siège du traitement biologique, est constituée des ouvrages suivants :

Un bassin tampon de volume 1642 m<sup>3</sup> et de diamètre 22,7 m équipé d'un pH-mètre et d'une pompe doseuse de nutriments pour équilibrer le milieu. À la 17<sup>e</sup> semaine de suivi, trois aérateurs « oxyjets » de 4,6 kW de marque Faggiolati Pumps - type OJ146-100 et de profondeur d'immersion jusqu'à 4 m, ont été installés dans ce bassin initialement sans système d'oxygénation. Le débit d'oxygène apporté par chaque aérateur est de l'ordre de 4,5 kg d'O<sub>2</sub> par heure. Ces appareils fonctionnent sans arrêt et le temps de séjour des effluents est de 24 heures.

Un bassin d'aération de volume 2777 m<sup>3</sup> et de 25,3 m de diamètre, siège principal de l'activité microbienne. Ce bassin est équipé de deux oxygénateurs sous pression et de trois agitateurs. Les suppresseurs utilisés sont des aérateurs à fines bulles qui assurent dans les conditions standards un apport spécifique brut (ASB) compris entre 2 et 3,4 kg d'O<sub>2</sub>.kW<sup>-1</sup>, valeurs indiquées par le fournisseur. Ces matériels permettent non seulement l'aération du milieu mais aussi le maintien en suspension de la biomasse bactérienne. La charge hydraulique moyenne du bassin est de l'ordre de 60 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> avec des pointes pouvant atteindre



**Figure 1. Zones de prétraitement (a) et de traitement principal (b) de la station suivie**

130 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Le temps de résidence de l'effluent est estimé à 48 heures. Nelson et Sidhu (2009) ont recommandé un temps de résidence dans le bioréacteur supérieur à 1,67 j. Le niveau de l'eau est contrôlé par un capteur optique. Un oxymètre et un pH-mètre permettent un suivi en continu des deux paramètres correspondants. La concentration en biomasse est de 2,5 g.L<sup>-1</sup>.

Un silo à boues de 623 m<sup>3</sup> de volume et de 5,5 m de profondeur sépare les boues biologiques de la phase liquide par décantation. Les eaux usées traitées sont rejetées dans le milieu naturel (rivière). Les boues en excès sont envoyées dans la fosse à boue. Elles sont récupérées et remises dans le bassin d'aération en cas de nécessité.

## 1.2 Échantillonnages et analyse des eaux

Des échantillons d'eaux à l'entrée de la station d'épuration (échantillons « EE ») et à la sortie du silo à boues (échantillons « ES ») ont été prélevés une fois par semaine durant six mois. L'analyse du pH, de la DBO et de la DCO dans ces deux échantillons hebdomadaires permet de contrôler l'efficacité de la station sur l'abattement de la charge polluante organique.

La DBO a été mesurée à l'aide des flacons équipés d'un manomètre IS6 dans une enceinte OxiTop WTW 070808 climatisée à 20°C, la DCO par méthode photométrique en utilisant un Kit DCO Hach Lange et le pH par un pH-mètre micro-pH 2001. La concentration en matières oxydables (MO) a été estimée selon les méthodes décrites par Rodier, 2009.

## 1.3 Traitement des données

La biodégradabilité des effluents « EE » a été estimée à l'aide du rapport DBO/DCO.

L'efficacité de la station d'épuration dépend d'une part de la charge polluante organique éliminée. La qualité des effluents « ES » est déterminée en comparant les teneurs en DBO et DCO et la valeur du pH aux directives environnementales sanitaires et sécuritaires des brasseries établies par la Société Financière Internationale (2007). La charge polluante éliminée est appréciée par le calcul du taux d'abattement TE (%) de la DCO et la DBO entrantes selon la relation (1) où les charges organiques abattue  $Q_e$  et entrante  $Q(EE)$  sont exprimées en kg de DBO ou de DCO par jour :

$$TE = \frac{Q_e}{Q(EE)} * 100 \quad (1)$$

Les charges sont calculées par le produit de la concentration mesurée en DCO ou DBO dans l'échantillon correspondant ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) par le débit moyen journalier d'alimentation de la station (charge hydraulique) qui est de l'ordre de  $1440 \text{ m}^3\cdot\text{j}^{-1}$ .

## 2. Résultats et discussion

### 2.1 Composition des effluents en entrée de station

Les effluents bruts « EE » sont basiques avec un pH variant de 7,75 à 11,21 (figure 2).

Cette basicité est due à l'utilisation de soude lors du nettoyage du revêtement du sol et du lavage des bouteilles et des cuves de fermentation. D'après Arcand *et al.* (1989), l'efficacité d'un traitement des eaux usées par les boues activées est optimale dans l'intervalle de pH compris entre 6,5 et 7,5. Une injection d'acide sulfurique par une pompe doseuse dans le bassin de relevage permet d'ajuster le pH des effluents bruts entre 7 et 8.

La charge organique en entrée (figure 3) varie entre 3400 et 5300  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  pour la DCO, 1900 à 2100  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  pour la DBO et 2480 à 3103  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  pour la MO. Malgré ces fluctuations, le rapport DBO/DCO est toujours compris entre 0,4 et 0,6 traduisant une biodégradabilité moyenne à bonne.

Selon Al-rajhia *et al.* (2012), les effluents de brasseries sont caractérisés par une DBO allant de 560 à 4778  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  et une DCO de 565 à 7837  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ . Le rapport DBO/DCO compris entre 0,4 et 0,5 indique une biodégradabilité moyenne à bonne. Le recours aux procédés biologiques est convenable. Selon Charmot *et al.* (1997), les traitements biologiques, comme l'utilisation des boues activées, sont efficaces pour dépolluer les eaux usées caractérisées par une DCO supérieure à 1500  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ .

### 2.2 Efficacité du système dans l'élimination de la pollution organique

Les charges polluantes organiques indiquées par la DBO et la DCO diminuent à la sortie de la zone (Z2). Les extrema pour les échantillons « ES » sont respectivement égaux à 200  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  - 600  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  et 380  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  - 1520  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  (figures 3 et 4). Ces valeurs sont largement inférieures aux extrema de l'échantillon à l'entrée « EE ».

Néanmoins, les valeurs de la DBO et de la DCO ne respectent pas les seuils de rejet qui sont respectivement de 25  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  et 125  $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ . L'activité des boues sur les matières organiques est à l'origine d'une fraction organique complexe difficilement biodégradable. D'où les teneurs élevées en charge polluantes organiques dans les effluents traités.

La figure 5 montre qu'à partir de la 17e semaine, la mise en place de trois aérateurs « oxyjets » dans le bassin tampon a conduit à une augmentation des taux d'abattement de la DCO et de la DBO. L'aération renforcée a ainsi permis d'atteindre un taux d'abattement de 91,6 % de la DCO et 90,2 % de la DBO (figure 5). La disponibilité de l'oxygène limitait donc l'oxydation de la charge organique par la biomasse hétérotrophe aérobie responsable de l'épuration. Ces résultats sont à rapprocher des travaux de Galvez *et al.* (1996) selon lesquels le traitement des eaux par boues activées élimine en moyenne 80 % à 95 % de la charge organique totale entrante. Selon Al-rajhia *et al.* (2012), le taux d'abattement de la MO ne dépasse pas les 90 % dans les traitements à boues activées. Cependant Charmot *et al.* (1997) ont rapporté des rendements d'abattement allant jusqu'à 96 % sur un réacteur à boues activées à alimentation séquentielle.

## Conclusion

Le traitement par boues activées des eaux usées est très utilisé par les industries agro-alimentaires. Il a l'avantage d'être

rapide avec un temps de séjour maximum de 48 heures et efficace pour un traitement d'effluents chargés en composés organiques biodégradables. Cette étude a été effectuée sur une station d'épuration d'une brasserie Malgache dont les effluents sont fortement chargés en polluants organiques biodégradables avec un rapport DBO/DCO supérieur à 0,3. Malgré des rendements épuratoires de 70 à 80 %, les eaux traitées contiennent encore en sortie de station des

concentrations en DCO et DBO supérieures aux seuils réglementaires de rejet dans le milieu naturel. La mise en place de 3 aérateurs « oxyjets » dans le bassin tampon a permis d'améliorer le rendement épuratoire jusqu'à atteindre 90 % d'abattement de la DBO. Ce résultat confirme que la disponibilité de l'oxygène est le facteur limitant de l'activité biologique hétérotrophe aérobie responsable des processus épuratoires.

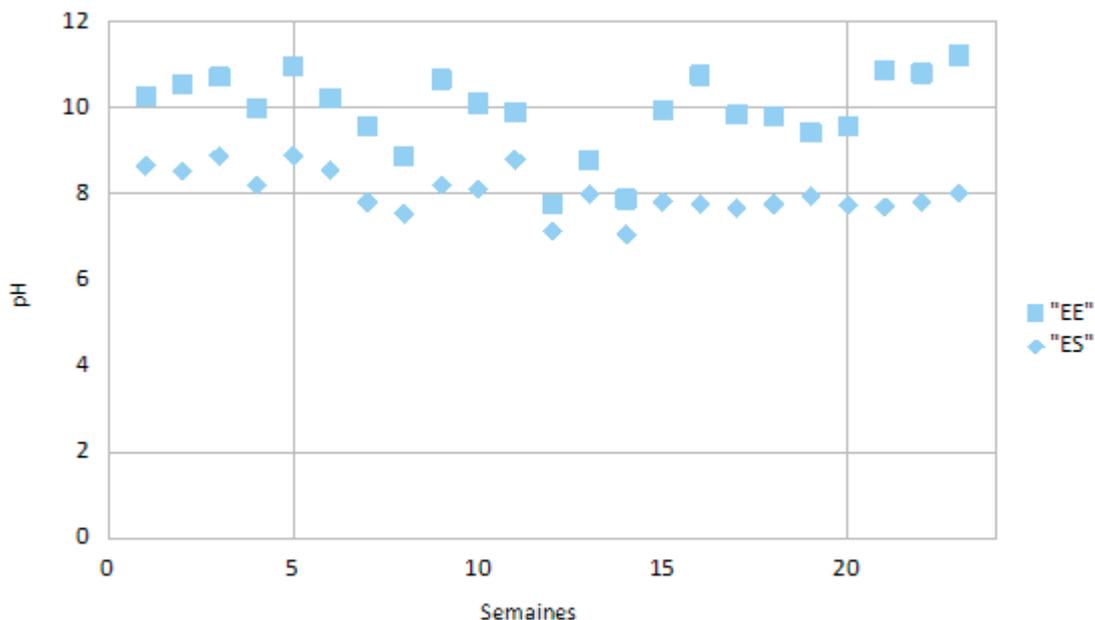


Figure 2. Suivi du pH des effluents entrants « EE » et traités « ES » au cours des six mois

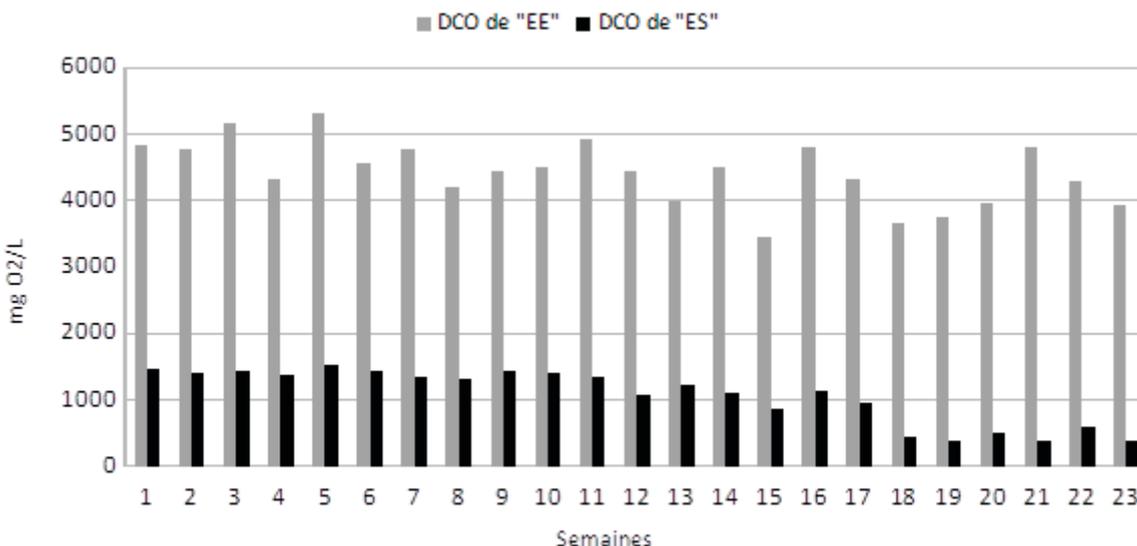


Figure 3. Suivi de la DCO à l'entrée (histogrammes gris) et à la sortie (histogrammes noirs) de la station d'épuration

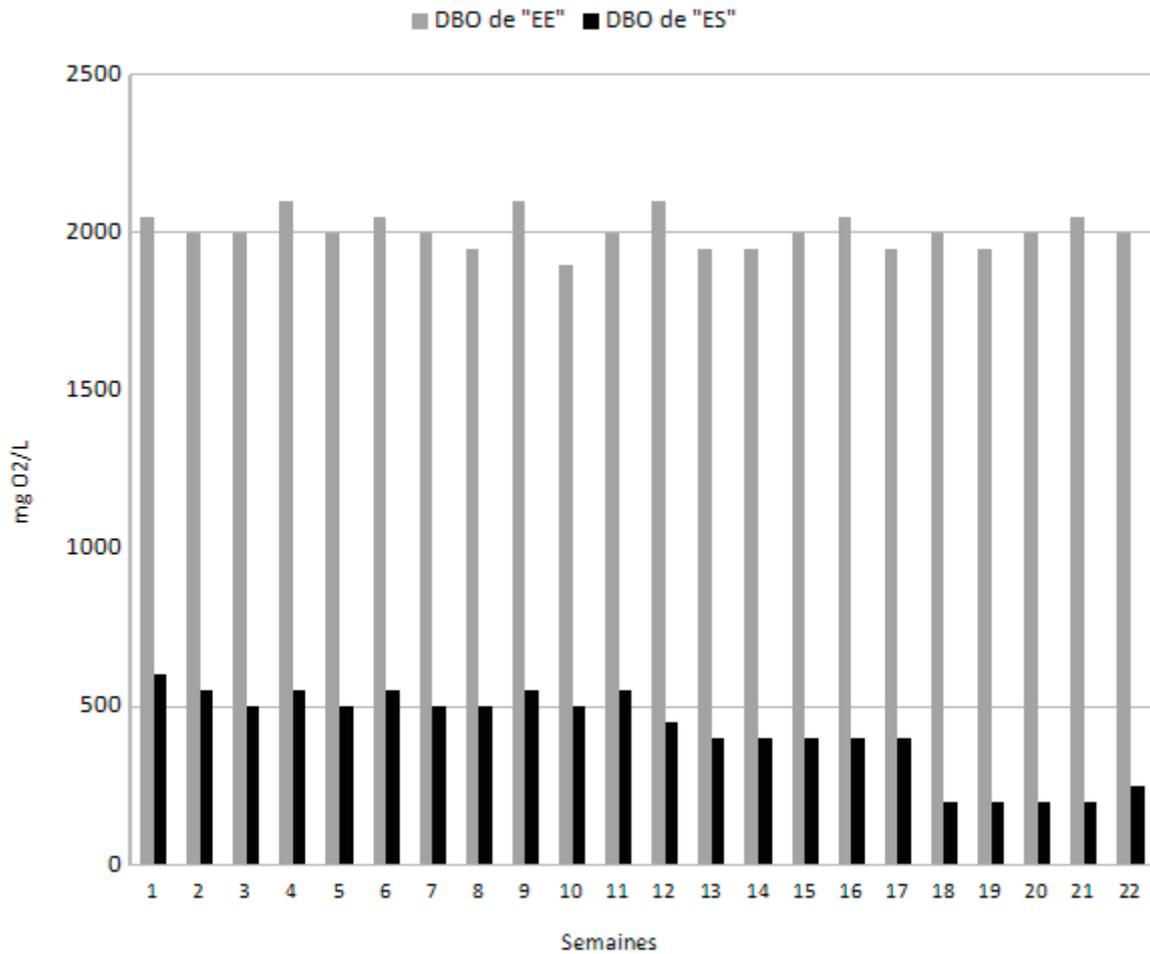


Figure 4. Suivi de la DBO en entrée et sortie de station

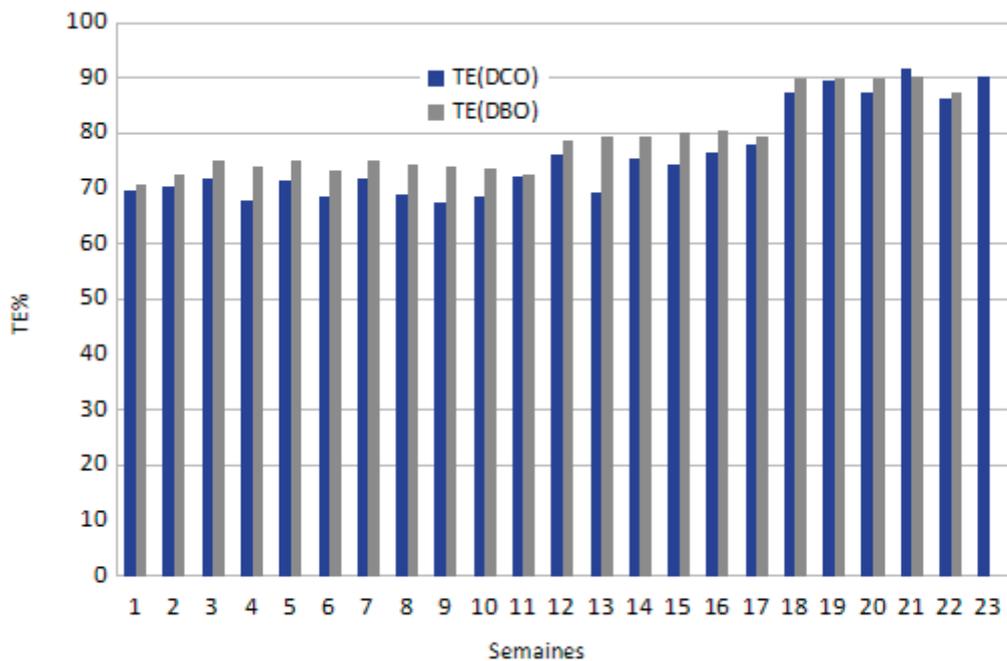


Figure 5. Evolution dans le temps des taux d'élimination (TE) de la DCO et de la DBO

## Références bibliographiques

- Agler M.T., Aydinkaya Z., Cummings T.A., Beers A.R., Angenent L.T. (2010). Anaerobic digestion of brewery primary sludge to enhance bioenergy generation : A comparison between low- and high-rate solids treatment and different temperatures. *Bioresource Technology*, 101 (15), pp. 5842-5851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.023>
- Al-rajhia S., Raut N., Al-qasmi F., Qasmi M., Al-Saadi A. (2012). Treatments of Industrials Wastewater by Using Microalgae. *International Conference on Environmental, Biomedical and Biotechnology, IPCBEE*, vol 41, IACSIT Press, Singapore. <http://www.ipcbee.com/vol41/044-ICEBB2012-R20012.pdf>
- Alvarado-Lassman A., Rustrian E., Garcia-Alvarado M.A., Rodriguez-Jiménez G.C., Houbbron E. (2008). Brewery wastewater treatment using anaerobic inverse fluidized bed reactors. *Bioresource Technology*, 99(8), pp. 3009-3015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.06.022>
- Arcand Y., Paris J., Rouleau D., Mayer R. (1989). Effets de paramètres d'opération sur la décantation de boues biologiques d'une unité de traitement d'eaux usées de raffinerie Effects of operating parameters. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2(1), pp. 43-69. <https://doi.org/10.7202/705023ar>
- Charmot M.L., Roche N., Prost C. (1997). Influence d'une alimentation séquentielle sur l'épuration par boues activées d'un effluent fortement chargé. *Revue Des Sciences de l'Eau*, 10(3), pp. 377-394. <https://doi.org/10.7202/705285ar>
- Dennison S.G., Brien P.O., Gopalkrishnan S., Stark B.C. (2010). Enhancement of aerobic degradation of benzoate and 2-chlorobenzoate by adapted activated sludge. *Microbiological Research*, 165(8), pp. 687-694. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2009.11.007>
- Efabi K.R. (2009). Lagunage anaerobie : Modelisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse de Doctorat, Université de Liège, Liège, Belgique. 165 p.
- Fakoya M.B. et Van Der Poll H.M. (2013). Integrating ERP and MFCA systems for improved waste-reduction decisions in a brewery in South Africa. *Journal of Cleaner Production*, 40, pp. 136-140. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.09.013>
- Farooq W., Lee Y-C, Ryu B-G., Kim B-H., Kim H-S., Choi Y-E., Yang J-W. (2013). Two-stage cultivation of two *Chlorella* sp. strains by simultaneous treatment of brewery wastewater and maximizing lipid productivity. *Bioresource Technology*, 132, pp. 230-238. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.034>
- Fillaudeau L., Blanpain-Avet P., Daufin G. (2006). Water, wastewater and waste management in brewing industries. *Journal of Cleaner Production*, 14(5), pp. 463-471. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.01.002>
- Galvez L., Hu Y., Audic J.M., Block J.C. (1996). Cinétiques de biodégradation par boues activées de la matière organique soluble d'un effluent synthétique. *Revue des Sciences de l'Eau*, 9(2), pp. 207-218. <https://doi.org/10.7202/705249ar>
- Liu C., Li S., Zhang F. (2011). The oxygen transfer efficiency and economic cost analysis of aeration system in municipal wastewater treatment plant. *Energy Procedia*, 5, pp. 2437-2443. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.03.419>
- Nelson M.I., Sidhu H.S. (2009). Analysis of the activated sludge model (number 1). *Applied Mathematics Letters*, 22(5), pp. 629-635. <https://doi.org/10.1016/j.aml.2008.05.003>
- Ofiteru I.D., Bellucci M., Picioareanu C., Lavric V., Curtis T.P. (2014). Multi-scale modelling of bioreactor-separator system for wastewater treatment with two-dimensional activated sludge floc dynamics. *Water Research*, 50(1), pp. 382-395. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.053>
- Rodier J., (2009). *Eaux résiduaires. L'Analyse de l'Eau*, 9ème édition 2009, Editions Dunod, Paris, pp. 965-1076.
- Simate G.S., Cluett J., Iyuke S.E., Musapatika E.T., Ndlovu S., Walubita L.F., Alvarez A.E. (2011). The treatment of brewery wastewater for reuse : State of the art. *Desalination*, 273(2-3), pp. 235-247. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.02.035>
- Société Financière Internationale (2007). Directives environnementales, sanitaires et sécuritaires pour les brasseries, 20 p.
- Zupančič G.D., Škrjanec I., Logar R.M. (2012). Anaerobic co-digestion of excess brewery yeast in a granular biomass reactor to enhance the production of biomethane. *Bioresource Technology*, 124, pp. 328-337. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.064>

