

# Écailles de poissons : nouveau support de biomasse dans les bioréacteurs à lit mobile pour le traitement des effluents des laiteries

**A. ElJaafari<sup>1</sup>, N. Boutaleb<sup>1,2</sup>, B. Bahlaouan<sup>1,3</sup>, T. Taiek<sup>1</sup>, A. Ait Cheikh<sup>1</sup>,  
A. Jada<sup>4</sup>, M. Bennani<sup>5</sup>, S. Lazar<sup>1</sup>, S. El antri<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Laboratoire de Biochimie, Environnement & Agroalimentaire URAC 36, Faculté des Sciences et Techniques de Mohammedia, Université Hassan II Casablanca

<sup>2</sup> Ecole National Supérieure d'Arts et Métiers de Casablanca.

<sup>3</sup> Institut Supérieur des Professions Infirmières et des Techniques de Santé de Casablanca

<sup>4</sup> Institut de Science des Matériaux de Mulhouse

<sup>5</sup> Institut Pasteur de Casablanca

## RÉSUMÉ

Cette étude porte sur le traitement par voie biologique de la charge polluante organique des effluents des laiteries. Un déchet de la pêche, des écailles de poissons de l'espèce *Diplodus sargus cadenati* (*Sar Gros*, E.SG) a été testé en tant que garnissage support de biofilm dans un bioréacteur à lit mobile, dans le but d'améliorer les performances d'épuration. Les résultats obtenus sur certains paramètres de la dépollution (pH, DCO, MES, azote total) sont prometteurs. La quantité d'écailles nécessaire a été optimisée pour des raisons économiques et écologiques..

**MOTS-CLÉS :** effluents liquides, industrie laitière, écailles de *Sar Gros*, procédé biologique, bioréacteur à lit mobile MBBR.

## ABSTRACT

This study focuses on the biological treatment of organic pollution load of effluents dairies. It proposes a new method. i.e. The use of fish scales *Diplodus sargus* species, as a solid support for colonization of suspended biomass in the bioreactor moving bed in order to improve the properties and quality of clearance. The results of monitoring the parameters of pollution control (pH, COD, MS, total nitrogen) are promising. Finally the amount of scales necessary has been optimized for economic and ecological reasons.

**KEYWORDS:** liquid effluents, dairy industry, *Sar Gros* scales, biological process, moving bed biofilm reactor MBBR.

## Ecailles de poissons : nouveau support de biomasse dans les bioréacteurs à lit mobile pour le traitement des effluents des laiteries

ElJaafari, N. Boutaleb, B. Bahlaouan, T. Taiek, A. Ait Cheikh,  
A. Jada, M. Bennani, S. Lazar, S. El antri

### Introduction

L'industrie laitière consomme beaucoup d'eau au cours de la fabrication de ses produits (Fellah *et al.*, 2012). Le traitement de la grande quantité de rejets liquides ainsi générés peut se faire par plusieurs moyens, notamment des procédés biologiques qui sont de plus en plus utilisés, en raison de leurs bonnes performances et des avantages écologiques et économiques qu'ils présentent (Renou, 2007 ; Margot *et al.*, 2011).

Les procédés utilisant une biomasse microbienne libre (c'est-à-dire en suspension dans le milieu) tels que les processus à boues activées sont efficaces pour l'élimination du carbone organique et des nutriments, mais leur principal inconvénient réside dans la production conséquente de boues nécessitant un traitement adapté suivant la capacité des ouvrages. Les procédés à biomasse fixée (notamment sous forme de biofilm) permettent de pallier ce problème et ont une efficacité au moins équivalente pour l'élimination de la charge organique (Menoret, 2001).

Le bioréacteur à lit mobile (MBBR) est un procédé très efficace qui a été développé sur la base du procédé classique de boues activées et du lit bactérien. Il s'agit d'un réacteur à biofilm complètement mélangé et fonctionnant en continu, dans lequel la biomasse est cultivée sur des supports granulaires (garnissage) dont la masse volumique apparente est généralement plus faible que celle de l'eau et qui sont maintenus en mouvement à l'intérieur du réacteur. Le mouvement des supports peut être assuré par aération dans le cas d'un réacteur aérobie et par agitation mécanique dans un réacteur anaérobie ou anoxique (Djelal et Amrane, 2013 ; Boutaleb *et al.*, 2008). Les supports utilisés peuvent être de type minéral (gravier, silice, céramique, porcelaine, etc.) ou organique (charbon actif, matière plastique telle que polyéthylène et polypropylène).

Le présent travail propose l'utilisation d'un nouveau biomatériau d'origine marine comme support de colonisation de biofilms dans les bioréacteurs à lit mobile (MBBR). Il s'agit d'un déchet de l'industrie halieutique, les écailles de

poissons. Cette approche contribue à valoriser ce déchet et à offrir une alternative aux matériaux plus classiquement utilisés comme supports mais qui sont confrontés au pro-

blème d'épuisement des ressources naturelles non renouvelables dont ils sont constitués. Le procédé développé ici est conçu pour être peu coûteux. Il ne fait appel à aucun traitement préalable des écailles sauf un protocole de nettoyage et lavage. D'autres auteurs ont suivi des démarches analogues avec des déchets et coproduits de l'industrie agro-alimentaire ou forestière. Ainsi, (Crini, 2006) a étudié l'utilisation de sciures d'écorces en tant qu'adsorbants non conventionnels pour l'élimination des colorants. (Meunier *et al.*, 2002) ont étudié l'adsorption de métaux tels que le plomb par adsorption sur des coques de cacao qui se sont avérées efficaces à pH acide comme biosorbant. (Stepnowski *et al.*, 2004) ont utilisé des écailles de poissons comme adsorbant naturel d'un pigment caroténoïde (astaxanthine) des eaux usées de l'industrie des fruits de mer. (Kassuwi *et al.*, 2013) les ont étudiées comme support de biofilm dans en digestion anaérobie. A notre connaissance cependant, aucune étude autre que nos propres travaux n'a été publiée sur la valorisation des écailles de poissons dans les procédés aérobies MBBR.

Toutes les études citées, montrent que les supports naturels issus de biomasses diverses ont souvent une très bonne efficacité et ceci est expliqué vraisemblablement par le nombre élevé de groupes fonctionnels sur la surface (groupes carboxyle, hydroxyle, des amines, etc.) (Cohen, 2001 ; Garzo'n-Zu'n'iga *et al.*, 2007).

Nos travaux préliminaires à cet article ont porté sur l'utilisation des écailles de poissons de différentes natures et tailles (SarGros, ombrines, sardines) comme supports de colonisation de biofilms dans les réacteurs MBBR (El jaafari *et al.*, 2014 ; Aitcheikh *et al.*, 2014). Ils ont montré que ces supports améliorent significativement les performances d'épuration des effluents de laiteries (El jaafari *et al.*, 2014) par une biomasse fongique. La présente étude a pour objectif de déterminer la quantité optimale d'écailles à introduire dans les réacteurs concernant une espèce de poisson abondante en atlantique (Sar gros), et également à étudier les performances d'abattement de la matière organique en fonction du temps.

## I. Matériels et méthodes

### I.1 Biomasse microbienne utilisée

La souche *Aspergillus niger* utilisée comme biomasse microbienne lors de toutes les manipulations est un champignon filamenteux qui est choisi en raison de sa résistance au stress de certains polluants organiques (phénol, détergent) et qui possède un potentiel élevé de dégradation des polluants organiques et inorganiques (Coulibaly *et al.*, 2004).

### I.2 Biomatériau utilisé comme support de croissance

Les écailles de l'espèce *Diplodus sargus cadenati* (Sar Gros, E.SG) communément appelée Sar commun du Maroc (nomenclature usuelle du Sar Gros d'origine marocaine selon la (FAO, 2007) ont été utilisées comme support de colonisation d'*A. niger*. Il s'agit d'une espèce de poisson abondante en atlantique, possédant des écailles cténoïdes minces, transparentes, lamelleuses, imbriquées (en tuile ou en mosaïque), moyennes peu épaisses, plus larges que longues. Le centre d'accroissement est généralement rapproché du bord postérieur des écailles (Binohlan, 1758 ; Agassiz, 1835). Ils contiennent des tissus osseux plus ou moins transformé, la ganoïne et la dentine ayant disparu (Bertin, 1958 ; Burdak, 1979). D'un point de vue chimique tous les tissus squelettiques sont constitués de composants organiques et minéraux particulièrement insoluble dans l'eau bouillante. En résumé, la matrice organique est constituée de substances collagènes et non collagènes (protéoglycans, phosphoprotéines, phospholipides, etc) la phase minérale est constituée d'hydroxyapatites « impures » ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ) contenant des carbonates et des fluorures qui se substituent aux ions hydroxydes, ainsi que des constituants mineurs (Mg, Si, Sr, Mn, Ba, Na, etc) (Panfili *et al.*, 2001).

Ces écailles ont été recueillies, lavées plusieurs fois à l'eau chaude déminéralisée (80°C), séchées pendant 24h à 60°C et stockées à température ambiante.

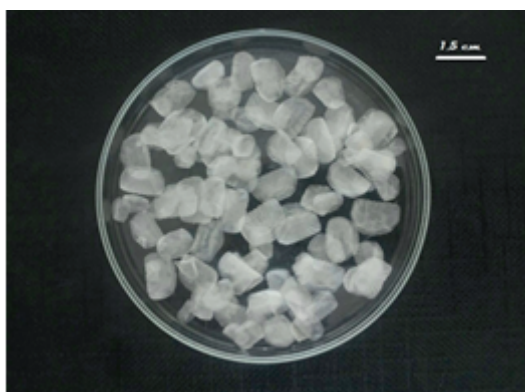


Figure 1. Ecailles de Sar Gros nettoyées

Durant les essais, l'effet de la concentration des écailles a été étudié, allant de 1 jusqu'à 5 grammes par litre d'effluent pollué.

### I.3 Effluent et inoculum

Les essais ont été réalisés sur un effluent modèle de caractéristiques physico-chimiques similaires à celles des rejets de l'industrie laitière. Cet effluent est préparé par dilution de lait commercial UHT dans de l'eau par un facteur de 50 fois.

L'ensemencement de l'effluent par *A. niger* se fait à travers la préparation d'une culture liquide de 100 mL incubée durant 72 heures à 27°C dans le milieu LB liquide. Les cellules sont ensuite récupérées par centrifugation (4800 g, en 20 min), lavées 3 fois par l'effluent artificiel similaire à celui contenu dans le bioréacteur pour être finalement transférées dans le bioréacteur.

### I.4 Bioréacteur pilote et protocole opératoire

Un pilote rectangulaire, de 75 litres de capacité a été spécialement conçu pour l'étude. Il s'agit d'un bioréacteur à lit mobile (Figure 2). L'homogénéisation a été assurée par une pompe hydraulique qui faisait circuler l'effluent depuis la base du bioréacteur vers la surface. Les expériences ont été menées à température ambiante contrôlée chaque 6 heures à l'aide d'un thermomètre. L'aération a été assurée par de l'air filtré, insufflé depuis la base du réacteur en continu par une pompe avec un débit de 75 L/h.

Des études témoins ont été réalisées dans les mêmes conditions que les essais mais en absence d'écailles. Dans tous les cas (essais et témoins), l'effluent est à chaque fois préparé suivant le même protocole et les études menées dans les mêmes conditions d'aération et d'agitation.

Les différentes expériences sont réalisées successivement dans le même bioréacteur, en démarrant par le témoin puis avec des teneurs croissantes en écailles.

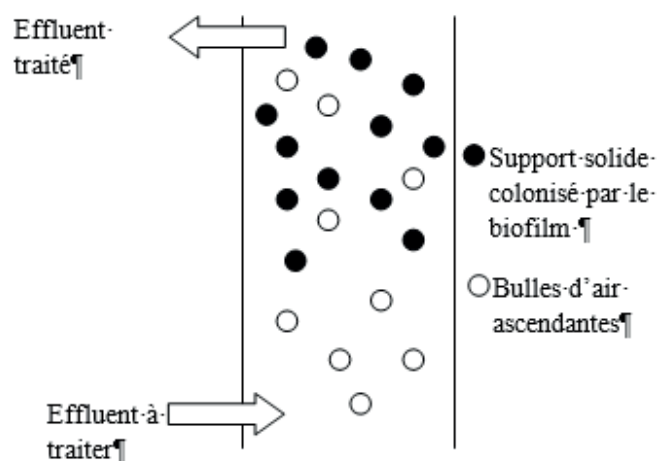


Figure 2. Représentation schématique d'un bioréacteur à lit mobile.

**Tableau 1. Evolution de la température et du pH de l'effluent en absence et en présence des différentes quantités d'écaillés de SarGros testées.**

Expériences	Temps (h)	T (°C)	pH
Témoïn (sans écaillés)	0	16,5	6,78
	48	18,0	6,85
Ecaillés de Sar Gros (E.SG) (1g/l)	0	16,5	6,76
	48	21	6,47
Ecaillés de Sar Gros (E.SG) (2g/l)	0	17	7,44
	48	23	6,86
Ecaillés de Sar Gros (E.SG) (3g/l)	0	17,1	7,33
	48	21,9	6,89
Ecaillés de Sar Gros (E.SG) (4g/l)	0	17,2	7,32
	48	21,2	7,05
Ecaillés de Sar Gros (E.SG) (5g/l)	0	17,82	7,32
	48	19,8	6,99

## 1.5 Analyses

Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre (Type Fisher Scientific, Basic AB15). La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre Testo 950 équipée d'une sonde de précision (pt 100 classe B1/10). L'azote a été déterminé suivant la méthode Kjeldahl (NF EN 25663, 1997 ; Taiek *et al.*, 2014). La DCO a été déterminée selon la Norme Française NFT90-101 (2001). Les matières en suspension ont été déterminées par filtration d'un volume d'effluent sur filtre cellulosique de 0,45 µm de porosité (Rodier, 1996). Le phosphore a été déterminé par méthode colorimétrique, selon la norme allemande DIN 38405-D11-1 OPO43 (1993).

## 2. Résultats

### 2.1 Température et pH

Le tableau 1 montre l'évolution des paramètres de température et pH en entrée et sortie du bioréacteur après 48 h de traitement pour les expériences successives réalisées dans l'ordre chronologique du tableau.

### 2.2 Evolution de la DCO

La figure 3 montre l'évolution de la DCO en cours de traitement dans les différentes expériences. On observe que l'abattement de DCO augmente en fonction du temps dans chaque expérience, et tend également à croître avec la teneur en écaille.

La DCO diminue avec le temps du fait de l'utilisation des composés organiques par *Aspergillus niger*. Ceci paraît plus important en présence de 4 g/l d'écaillés de Sar Gros, selon la qualité de la colonisation des champignons sur ce support variable en fonction de leurs quantités.

### 2.3 Evolution de l'azote Kjeldahl

Selon la figure 4, nous pouvons voir que l'azote en général subit diverses transformations au cours du traitement biologique ; la diminution observée dans le graphique ci-dessous est due à l'assimilation de l'azote par de nouvelles cellules d'*Aspergillus niger*.

Ces champignons assurent le traitement de la charge polluante organique pour satisfaire leurs besoins et pour le métabolisme de nombreux éléments chimiques, dont l'azote vient au premier rang, puisqu'il est un composant majeur de la cellule fongique et représente environ 5 % de sa matière sèche (Deronzier *et al.*, 2001).

La comparaison entre ces valeurs (Figure 4) permet d'observer que la diminution de NTK est importante à partir de 24h en présence d'écaillés par rapport au témoin. Ceci est d'autant plus remarquable en utilisant 3 g/l et 4 g/l d'écaillés.

### 2.4 Evolution du phosphore

Les composés phosphorés existant dans les eaux naturelles et les eaux usées sont sous différentes formes, à savoir, les orthophosphates solubles, les phosphates hydrosolubles et les composés organiques du phosphore (Coulibaly et Agathos, 2003).

L'évolution de la concentration en phosphore dans les expériences (Figure 5) est décrite selon deux phases :

La première phase marquée par une diminution suite à la consommation de la forme la plus biodisponible de cet élément, les orthophosphates. Une deuxième phase où une augmentation est enregistrée suite à la conversion de la forme organique du phosphate sous forme minérale, dans un processus de minéralisation réalisé par les champignons présents dans les

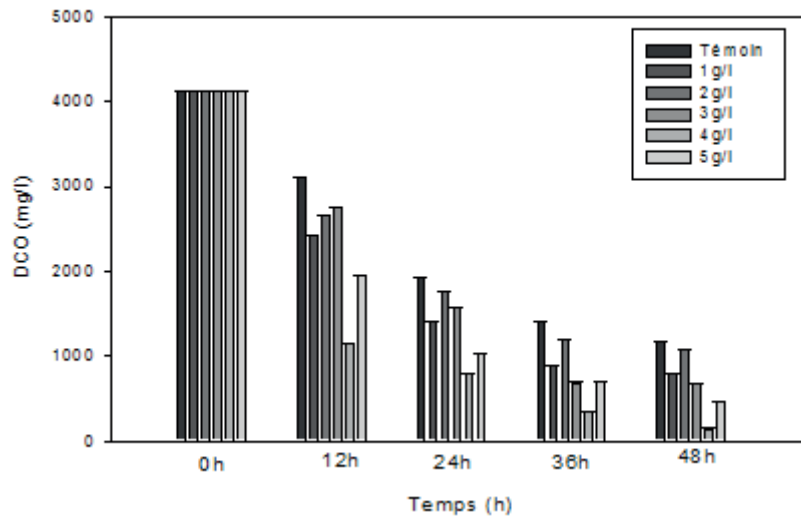


Figure 3. Evolution de la DCO en fonction du temps en fonction de la teneur en écailles

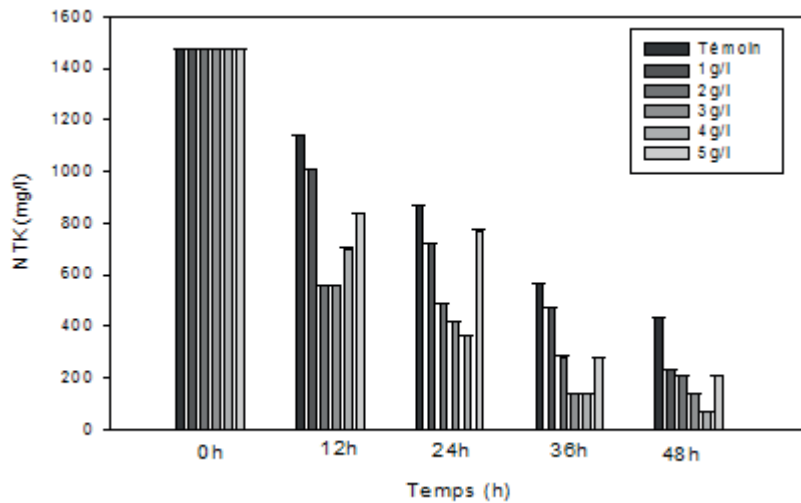


Figure 4. Evolution du NTK

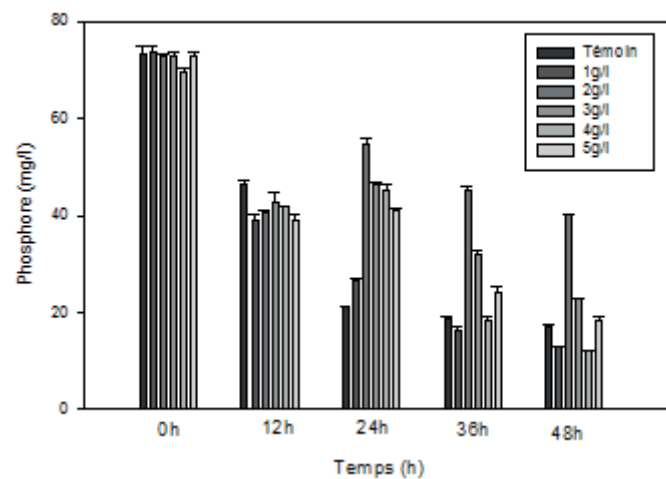
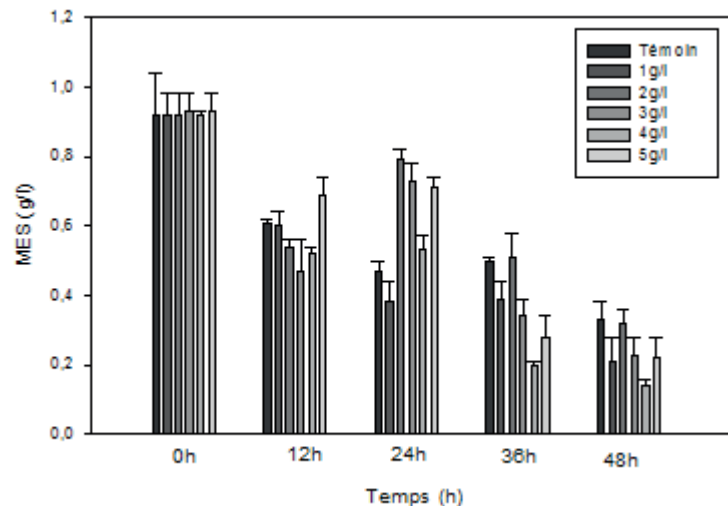


Figure 5. Evolution du phosphore



**Figure 6. Evolution de la matière en suspension**

eaux. Une troisième phase marquée par une diminution résultant de la consommation de la forme minérale du phosphore.

Les teneurs initiales de P sont différentes à cause de la répétition des analyses. Les barres d'incertitude dans les figures présentent les plages de variation des résultats dans les conditions de nos expériences.

Le traitement des effluents en présence d'écaillés de Sar Gros permet un meilleur abattement du phosphore (Figure 5). L'effet observé est plus important dans les essais réalisés en utilisant 4 g/l d'écaillés.

### 2.5 Evolution de la matière en suspension

La Figure 6 révèle une tendance générale à la baisse des teneurs en MES. Cependant, on constate augmentation entre 24h et 36h de traitement pour le témoin et en présence de faibles teneurs en écaillés (1 à 3 g/l). Tandis que pour les essais utilisant 4 g/l d'écaillés, le taux de MES a diminué jusqu'à 0,14 g/l après 48h d'épuration.

Cette augmentation transitoire du taux de MES traduit vraisemblablement un détachement partiel du biofilm précédemment développé au sein du bioréacteur (Castillo, 2005) sous l'effet de l'agitation à des teneurs faibles en support (écaillés). En revanche, en présence de quantités plus élevées en écaillés, le biofilm formé sur ces supports serait plus stable.

## 3. Discussion

Les résultats présentés confirment que les champignons se développent mieux en présence des écaillés comme observé dans nos précédentes études. Les travaux de la littérature scientifique dans le domaine montrent que toute surface de particules solides se trouvant dans un environnement humide

non stérile fait l'objet de colonisation par les microorganismes (Costerton, 1984 ; Bester *et al.*, 2010 ; Trevor *et al.*, 2008 ; Boutaleb *et al.*, 2008 ; Boutaleb, 2007). L'ampleur du phénomène est fonction du temps et des conditions environnementales telles que la nature du support d'adhésion, les caractéristiques physicochimiques et hydrodynamique du milieu...etc. Le phénomène peut se manifester dès les premières heures de contact entre les microorganismes et la surface de colonisation (Costerton, 1984 ; Bester *et al.*, 2010 ; Trevor *et al.*, 2008 ; Boutaleb *et al.*, 2008 ; Boutaleb, 2007).

Le présent travail montre que les performances d'épuration sont améliorées en présence des écaillés, et cela pourrait s'expliquer par le fait que ces dernières, jouent le rôle de support d'adhésion pour la colonisation et la formation de biofilm d'*A. niger*. Les microorganismes fixés présentent des performances métaboliques et fonctionnelles accrues par rapport à leur état planctonique, et consomment mieux le substrat carboné contenu dans l'effluent pour se développer, ce qui a pour conséquence d'améliorer la performance épuratoire du procédé.

Nos résultats sont comparables à ceux obtenus par Delnavaz *et al.*, 2008 qui ont utilisé le MBBR pour traiter les eaux usées synthétiques de composés aminés aromatiques. Les réacteurs ont été remplis d'argile expansée comme supports et exploités dans des conditions aérobies et en continues avec une DCO de l'influent de 100 à 3500 mg / L. Des taux d'abattement allant jusqu'à 90 % ont été observés.

L'agitation est nécessaire pour maintenir une concentration homogène en oxygène dissous (assuré par l'aération) (Goudjaly, 2006). Elle peut également modifier l'organisation de la biomasse en dispersant les floccs, et éventuellement provoquer un décrochage du biofilm, induisant une augmentation de MES après 24h de dépollution (Figure 6). Les valeurs de MES obtenues sont comparables à celles trouvées par Castillo

(2005) pour des effluents modèles de même caractéristiques (Castillo, 2005).

Une meilleure homogénéisation contribue à optimiser les transferts de masse et à améliorer la vitesse de dégradation. Ceci est confirmé par les performances d'abattement de la DCO, du NTK et du phosphore enregistrées au cours de cette étude. Les micro-organismes épurateurs exigent des apports spécifiques en nutriments (DBO5, azote et phosphore) pour être performants. En fonction du traitement biologique recherché et des populations bactériennes à favoriser, il convient également de respecter les rapports nutritifs suivants :

- $10 < \text{DCO/N} < 60$ , pour favoriser la dénitrification (transformation de l'azote sous forme de nitrates en azote gazeux).
- $30 < \text{DCO/P} < 300$ , pour favoriser la suraccumulation du phosphore par les bactéries (Yahiatene et Tahirim, 2010).

Il a été montré que la proportion de bactéries nitrifiantes diminue avec l'augmentation du rapport C/N (Al-Haddad *et al.*, 1991 ; Ohashi *et al.*, 1995 ; Fdz-Polanco *et al.*, 1994). Ce qui explique les résultats d'abattement de l'azote et du phosphore enregistrés durant cette étude.

En condition de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> non limitante, (Tschui *et al.*, 1994) ainsi que (Sanz *et al.*, 1996) ont montré que l'influence de la température sur le taux de nitrification est moins prononcée dans les biofiltres aérés comparés aux procédés à lits bactériens et aux biodisques ainsi qu'aux cultures libres. La présence des écailles permet d'améliorer la qualité du traitement. En comparant les performances du biomatériau, la présence de 4 g/l d'écailles de Sar Gros permet une réduction de la DCO de 97 % après 48h de traitement.

Les résultats obtenus sont meilleurs en termes de temps par rapport au rendement d'abattement de la DCO trouvés par Djelal et Perrot (2007) et par Mannan *et al.* (2005) qui ont utilisé un traitement biologique en présence de l'*Aspergillus niger*. En effet, un rendement de 70 % était obtenu après 142 heures (Djelal et Perrot, 2007), dans le premier cas, et un abattement de 86 % pendant 120 heures, dans le deuxième cas. L'azote kjeldahl a diminué de 96 % par le traitement biologique utilisant les écailles de Sar Gros, après 48heures. Les matières phosphorées nécessitent plus de temps pour être dégradées, ce qui est expliqué par un abattement de 87 % après un traitement qui dure 48 heures.

## 4. Conclusion

Le bioréacteur utilisé dans cette étude et son mode de fonctionnement se sont avérés performants pour le traitement biologique aérobie des effluents des laiteries. Les analyses

montrent que l'introduction des écailles de Sar Gros permet d'améliorer les performances épuratoires. L'utilisation de 4 g/l des écailles de Sar Gros donnent les meilleurs résultats aussi bien au niveau de la qualité de la dépollution qu'au niveau du temps de traitement nécessaire. Cette approche de traitement est à la fois écologique et économique puisqu'elle permet, en plus de la dépollution, la valorisation d'un déchet solide.

## Références bibliographiques

AFNOR, NFT90-101, 2001. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO).

AGASSIZ, L. (1835). Recherche sur les poissons fossiles tome III. 1833-1843, Suisse.

Aitcheikh A., Boutaleb N., Bahlaouan B., El jaafari A., Taiek T., El antri S., (2014). Dairy Wastewater Treatment in Moving Bed Biofilm Reactor using Sardine's Scales as Biomass Support, International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT), 3, 1036-1040.

Al-Haddad. A. A., Zeidan. M. O., & Hamoda. M. F. (1991). Nitrification in the aerated submerged fixed-film (ASFF) bioreactor. Journal of Biotechnology, 18(1-2), 115-128.

Bertin L., (1958). Ecailles et sclérifications dermiques. (482- 504) et Denticules cutanées et dents (505-531) in P.P. Grasse (ed.), 1958.- Traité de Zoologie, Agnathes et Poissons : anatomie, éthologie, systématique Tome XIII, 1er fasc. Masson et Cie Ed. : 924.

Bester E., Kroucamp O., Wolfaardt GM., (2010). Metabolic differentiation in biofilms indicated by carbon dioxide production rates. Appl Environ Microbiol; 4, 1189-97.

Binohlan, Crispina B., (Linnaeus, 1758). *Diplodus sargus*. <http://www.fishbase.org/summary/1753>.

Boutaleb, N., Latrache, H., et Sire, O., (2008). Bio adhésion bactérienne dans les réseaux d'eau potable : effets des matériaux et des facteurs environnementaux. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural, 5, 37-43.

Boutaleb N., Latrache H., Sire O. (2008). Bioadhésion bactérienne dans les réseaux d'eau potable effets des matériaux et des facteurs environnementaux, Techniques Sciences Méthodes, 5, 37-42.

Boutaleb N., (2007). Étude de la formation de biofilms sur les surfaces de matériaux couramment utilisés dans les canalisations d'eau potable. Thèse de doctorat, Lorient, France.

Boutaleb N., Latrache H., Sire O., (2008). Interactions bactéries-matériaux dans les canalisations d'eau potable : Rôle des propriétés physico-chimiques de surface sur le pouvoir d'adhésion. TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural, 11, 73-80.

- Burdak V.D., (1979). Morphologie fonctionnelle du tégument écailleux des poissons. La Pensée Scientifique, Kiev (en russe), traduction française in *Cybiurn*, 1986, 10 (3) supplément : 147.
- Castillo S., (2005). Etude d'un procédé compact de traitement biologique aérobie d'effluents laitiers. Thèse de doctorat, INSA de Toulouse, France.
- Cohen, Y. (2001). Biofiltration – the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource Technology*, 77(3): 257–274.
- Costerton JW., (1984). The etiology and persistence of cryptic bacterial infections: a hypothesis. *Rev Infect Dis*, 6, 3, 608-616
- Coulbaly L., Agathos S., (2003). Transformation kinetics of mixed polymeric substrates under transitory conditions by *Aspergillus niger*. *African J. Biotechnol*, 2, 438-443.
- Coulbaly L., Gourene G., Agathos N.S., (2004). Utilisation des champignons pour un traitement biologique des eaux usées brutes. *African Journal of Biotechnology*, 2, 620-630.
- Crini, G. (2006). Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review. *Bioresource Technology*, 97(9): 1061–1085.
- Delnavaz M., Ayati B., Ganjidoust H., (2008). Biodegradation of aromatic amine compounds using moving bed biofilm reactors. *Iran. J. Environ. Health. Sci. and Eng*, 5, 243-250.
- Deronzier G., Schetrite S., Racault Y., Canler J-P, Llenard A., Heduit A., Duchene P. (2001). Traitement de l'azote dans les stations d'épurations biologiques des petites collectivités. Ministère de l'Agriculture et de la pêche. Document technique ; FNDAE, 25.
- DIN 38405-D11-1 OPO43., 1993. Dosage des composés phosphoriques méthodes photométrique par phosphomolybdique.
- Djelal H., Amrane A., (2013). Biodegradation by bioaugmentation of dairy wastewater by fungal consortium on a bioreactor lab-scale and on a pilot-scale. *Journal of Environmental Sciences*, 25, 9, 1–7.
- Djelal H., Perrot M., (2007). Utilisation de champignons spécifiques pour la biodegradation d'effluents industriels. *L'Eau l'Industrie les Nuisances*, 306, 85-90.
- El jaafari A., Boutaleb N., Bahlaouan B., Taiek T., Bennani M., Lazar S., EL Antri S., (2014). Use of Three Types of Fish Scales as Biomass Support in Moving Bed Biofilm Reactor for Biological Treatment of Dairy Wastewater. *International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT)*, 3, 1636-1639.
- El jaafari A., Boutaleb N., Bahlaouan B., Taiek T., Bennani M., Lazar S., EL antri S., (2014). Conception d'un bioréacteur à lit mobile pour le traitement biologique des effluents des laiteries. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, 375, 65-69.
- FAO (2007): Fish and fishery products world apparent consumption statistics based on food balance sheets, *Fisheries circular*, 821 Revision 8
- Fdz-Polanco. F., Villaverde.S., and Garcia.P.A. (1994). Temperature effect on nitrifying bacteria activity in biofilters: Activation and free ammonia inhibition. *Water Science and Technology*, 30(11), 121-130.
- Fellah S., Attarassi B., Chafi A., (2012). Etude et caractérisation des rejets liquides d'une unité de lait et de produits laitiers. *Science Lib*, 121005, 2111-4706.
- Garzon-Zuniga, M.A., Lessard, P., Aubry, G., et Buelna, G. (2007). Aeration effect on the efficiency Of swine manure treatment in a trickling filter packed with organic materials. *Water Science and Technology*, 55(10): 135–143.
- Goudjal Y., (2006). Conception d'un bioréacteur: Faculté des sciences et de l'ingénierie
- Kassuwi, S.A.A., Mshandete, A.M., Kivaisi, A.K. (2013) Nile perch fish scales a novel biofilm carrier in the anaerobic digestion of biological pre-treated Nile perch fish solid waste. *ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences* 8 (2), 117-12
- Krishnakumar, B., Hima, A.M., et Haridas, A. (2007). Biofiltration of toluene-contaminated air using an agro by-product-based filter bed. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 74(1): 215–220.
- Mannan, S., Razia, A. F., & Alam, M. Z. (2005). Use of fungi to improve bioconversion of activated sludge. *water Research*, 39, 2935–2943.
- Margot J., Magnet A., Thonney D., Chevre N., Alencastro D., Felipe L., Rossi L., (2011). Traitement des micropolluants dans les eaux usées - Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne).
- Menoret C., (2001). Traitement d'effluent concentres par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane. Thèse de doctorat à l'université de Montpellier II, France.
- Meunier, N., Blais, J.F., et Tyagi, R.D. (2002). Selection of a natural sorbent to remove toxic metals From acidic leachate produced during soil decontamination. *Hydrometallurgy*, 67(1–3): 19–30
- NF EN 25663, ISO 5663, T90-110, 1997 Tome 2
- Ohashi. A. Viraj de Silva. D. G., Mobarry. B., Manem. J. A., Stahl. D. A., and Ritmann. B. E. (1995). Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi-species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs. *Water Science and Technology*, 32(8), 75-84.
- Panfili J., H. de Pontual, H. Troadec, P.J. Wright. Manuel de sclérochronologie de poissons.
- Renou S., (2007). Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, France.
- Rodier J., (1996). L'analyse de l'eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer: 9ème Edition, Dunod, Paris, :1600.



Sanz, J. P., Freund, M., and Hother, S. (1996). Nitrification and denitrification in continuous upflow filters process modelling and optimization. *Water Science and Technology*, 34(1-2), 441-448.

Stepnowski, P., Olafsson, G., Helgason, H., Jastorff, B., (2004). Recovery of astaxanthin from seafood wastewater utilizing fish scales waste, *Chemosphere*. 54, 413-417.

Taiek T., Boutaleb N., Bahlaouan B., El jaafari A., Khrouz H., Lazar S., El antri S., (2014). Production of New Bio Fertilizer from Waste of Halieutic Activities, Brewing Industry and Brandy Distilleries in Morocco. *IJERT*, 3, 1599-1603.

Talbot, P., Pettigrew, D., Lacasse, R., Bélanger, G., Arcand, Y., et Dautais, J.P. (2004). Coconut mesocarp-based biofilter material and its use in a wastewater treatment system. *Brevet américain*, no 2004/0124139 A1. Notre-Dame-du-Portage, St-Hyacinthe, Canada., et Basse-Goulaine, France.

tage, St-Hyacinthe, Canada., et Basse-Goulaine, France.

Trevor RG, Manmohan Bhako O., Zhibing Z. (2008). Bacterial adhesion and biofilms on surfaces. *Progress in Natural Science*, 18, 1049–1056

Tschui M., Boller M., Gujer W., Eugster J., Mader C., and Stengel C. (1994). Tertiary nitrification in aerated pilot biofilters. *Water Science and Technology*, 29(10-11), 53-60.

Yahiatene Sofiane et Tahirim El Tiadj (2010). Réflexion sur la caractérisation physico-chimique des effluents liquides rejetés dans la grande sebkha d'Oran. Université d'Oran – Licence bâtiment 2010.