

Utilisation d'un lit fixe d'origine naturelle pour le traitement biologique d'effluents laitiers

Amal Aitcheikh¹, Nadia Boutaleb^{1,*}, Bouchaib Bahlaouan^{1,2},
Mohammed Bennani³, Said Lazar¹, Said El Antri¹

(1) Laboratoire de biochimie, environnement et agroalimentaire, URAC 36, FSTM, Université Hassan II Casablanca, Maroc

(2) ISPITS de Casablanca, Maroc

(3) Institut Pasteur de Casablanca, Maroc

* Auteur correspondant : boutalebftm@gmail.com

RÉSUMÉ

L'utilisation de coquilles d'huîtres comme support, d'origine naturelle, dans les réacteurs biologiques à biomasse fixe a été étudiée en présence de champignons *Aspergillus niger* et *Penicillium chrysogenum* pour le traitement des effluents de laiteries. L'objectif étant de comparer les performances d'épuration entre plusieurs traitements biologiques à biofilms, différents par l'utilisation de supports de colonisation et aussi par leurs conceptions. Le support commercial commun Kadnes (Kaldnes K3) a été ainsi étudié dans le cas de traitements biologiques du même effluent, et les performances d'abattement de la pollution organique dans les deux cas ont été comparées. Les résultats révèlent des performances comparables après 24 heures de traitement. Ces rendements étaient meilleurs comparés au traitement biologique qui n'utilise pas de supports.

MOTS-CLÉS : effluents de laiteries, traitement biologique, biomasse, coquilles d'huîtres, biofilms

ABSTRACT

The use of oyster shells as a naturally applied as the media in biomass-fixed biological reactors has been studied in the presence of *Aspergillus niger* and *Penicillium chrysogenum* fungi for the treatment of dairy effluents. The objective is to compare the purification performance between several biofilms biological treatments, different by the use of colonization supports and also by their design. The common Kadnes commercial media (Kaldnes K3) was thus studied in the case of biological treatment of the same effluent, and the abatement performances of the organic pollution in both cases were compared. The results show comparable performance after 24 hours of treatment. These yields were better compared to the biological treatment that does not use media of colonization.

KEYWORDS: dairy effluents, biological treatment, biomass, oyster shells, biofilms

Utilisation d'un lit fixe d'origine naturelle pour le traitement biologique d'effluents laitiers

Amal Aitcheikh, Nadia Boutaleb, Bouchaib Bahlaouan,
Mohammed Bennani, Said Lazar, Said El Antri

Introduction

Les industries laitières consomment quotidiennement de grandes quantités d'eau au cours de leurs processus en générant des effluents à haute teneur en matière organique (Geary et Moore, 1999, Djelal et al., 2007 ; ElJaafari et al., 2015 ; Porwal et al., 2015). Les eaux résiduaires des laiteries ont une charge organique principalement constituée de composés biodégradables de natures protéique, lipidique et glucidique, à des teneurs variables en fonction des modes opératoires. Elles contiennent en outre différents produits utilisés dans certaines étapes spécifiques pour le nettoyage et la désinfection (e.g. acide nitrique, détergents à base de soude) (Geary et Moore, 1999 ; Djelal et al., 2007 ; ElJaafari et al., 2015 ; Porwal et al., 2015).

Les procédés biologiques sont des techniques d'épuration reposant sur l'utilisation de microorganismes capables de dégrader la matière organique (Geary et Moore, 1999 ; Djelal et al., 2007). Les réacteurs à biomasse fixée utilisent des supports (garnissages) sur lesquels se développent les micro-organismes sous forme de biofilm. Selon la conception et le mode de fonctionnement des bioréacteurs, le garnissage peut être mis en suspension par le courant d'alimentation des effluents liquides à traiter. Ces techniques dites à lit fluidisé apportent généralement une grande efficacité pour l'épuration des eaux usées telles que générées par les laiteries (Geary et Moore, 1999, Djelal et al., 2007 ; El Jaafari, 2016)

Les garnissages les plus souvent utilisés dans le domaine sont constitués de matériaux granulaires plastiques en polyéthylène ou en polyéthylène haute densité (Kaldnes K1, Kaldnes K2, Kaldnes K3, Kaldnes Biochip-M, Kaldnes Biochip-P, Kaldnes Natrix C2, Kaldnes Natrix M2, Vinci environnement BMX 1, Kaldnes K5, Degrémont Meteor 660, Degrémont Meteor 450, Degrémont Meteor 515). Les anneaux Kaldnes connaissent particulièrement une grande utilisation. D'autres types de matériaux sont aussi employés tels que le verre, l'éponge ou aussi le métal (Kargi et Eyiisleyen, 1995 ; Arumugam et Sabarethinam, 2008 ; David et al., 2013). Les matériaux d'origine naturelle présentent certains avantages, notamment leur disponibilité à des coûts faibles. Cette étude considère l'utilisation des coquilles d'huîtres.

La production mondiale d'huîtres a été de l'ordre de 70 000 tonnes en 2017 (FAO, 2018). Les principaux producteurs

sont la Chine (82 %), la Corée du Sud (6 %), les États-Unis (4 %), le Japon (3 %) et l'Union Européenne (2 %). La France demeure le principal pays exportateur (FAO, 2018), elle exporte environ 12 600 tonnes en 2017, tandis que les États-Unis sont le premier pays importateur d'huîtres avec 12 100 tonnes (FAO, 2018). Il existe plusieurs catégories d'huîtres sur le marché, définies sur la base de différents critères d'origine, de forme (huîtres longues ou rondes), de taille (calibre, poids), d'abondance de chair, ainsi que bien sûr de critères organoleptiques.

La coquille représente la majeure part du poids des huîtres. La consommation d'huîtres génère ainsi des quantités de coquilles à gérer et si possible avec un objectif de valorisation. De nombreux travaux ont ainsi étudié l'utilisation des coquilles d'huîtres (CH), comme ingrédient alimentaire en aviculture pour combler les besoins en calcium nécessaire pour la formation des coquilles d'œuf chez les poules pondeuses (Scott et al., 1971). D'autres études ont porté sur l'utilisation des CH comme stabilisateurs dans la remédiation de sols pollués par des métaux lourds tels que le cadmium (Cd) et le plomb (Pb), pour l'amendement calcique des terres agricoles notamment pour lutter contre leur acidification (Ok et al., 2010 ; Ok et al., 2011), ou comme granulats en remplacement du sable dans les matériaux de construction (Yoon et al. 2003).

La valorisation des coquilles d'huîtres a aussi été étudiée dans les techniques de traitement des effluents liquides. Certains auteurs ont étudié leur utilisation pour la déphosphatation des eaux usées, sous leur forme naturelle après réduction en poudre ou après traitement de pyrolyse à 750°C (Kwon et al., 2004 ; Namasivayam et al., 2005 ; Park et Polprasert, 2008). D'autres auteurs les ont également étudiées comme matériau de garnissage de réacteurs à biomasse fixée. Liu et al. (2010) ont ainsi incorporé des CH dans du garnissage plastique pour traiter les eaux usées municipales et rapporter une amélioration importante des efficacités de traitement.

D'autres garnissages d'origine naturelle ont été testés dans les procédés biologiques de traitement. Meunier et al. (2002) ont étudié la valorisation de déchets de l'industrie forestière ou agro-alimentaire, plus spécialement les coques de cacao, comme bio adsorbant efficace de métaux tels que le plomb. Les sciures et copeaux d'écorces de bois ont été étudiés comme adsorbants pour l'élimination de colorants (Crini, 2006) ou comme garnissage pour le traitement de pesticides (Gendraud

et al., 2005). Les écailles de poissons ont été étudiées comme adsorbant pour le traitement d'effluents de l'industrie des fruits de mer (Stepnowski et al., 2004) ou comme support de biofilm en digestion anaérobie (Kassuwi et al., 2013) ou en réacteurs biologique à biomasse fixée (El Jaafari et al., 2014, 2016). Nos travaux ont montré que ces supports améliorent significativement les performances d'épuration des effluents de laiteries en présence d'une biomasse fongique.

La présente étude a pour objectif d'évaluer les performances des coquilles d'huîtres comme support de biomasse pour le traitement biologique des effluents d'industries laitières, par comparaison avec les procédés utilisant un garnissage classique. Cette approche contribue à valoriser les coquilles d'huîtres en proposant une alternative aux matériaux d'origine pétrochimiques permettant de réduire l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables dans une perspective de développement durable.

Les essais ont été réalisés en présence d'un inoculum de moisissures *Aspergillus niger* et *Penicillium chrysogenum* qui ont prouvé leurs performance à assurer un traitement biologique des effluents de laiterie et leur capacité à résister même dans des conditions de stress telles qu'induites par la présence d'acides ou de produits phénoliques (Geary et Moore, 1999 ; Esteban et al., 2006 ; Djelal et al., 2007 ; Wolski Erika et al., 2012 ; El Jaafari et al., 2014 ; Aitchekh et al., 2014 ; Eljaafari et al., 2015 ; Porwal et al., 2015 ; Anwar et al., 2017 ; Bassin et Dezotti, 2018 ; Ladeira Ázar et al., 2018).

I. Matériels et méthodes

I.1 Préparation de la biomasse

Les deux souches utilisées pour mener les différents tests sont les souches de références *Aspergillus niger* (11G323A) et *Penicillium chrysogenum* (100393). Leur choix se justifie par leur résistance aux conditions de stress (présence d'aide et base, détergents, produits phénoliques...) et par leurs efficacités prouvées dans la dégradation de la pollution, plus spécialement celle des effluents de laiterie (Tan et Cheng, 2003 ; Mannan et al., 2005 ; Esteban et al., 2006 ; Djelal et Amrane, 2013 ; Aitchekh et al., 2014 ; El Jaafari et al., 2014, 2016).

La croissance de ces deux champignons est réalisée par ensemencement dans un milieu de culture liquide LB suivi d'une incubation à 27°C pendant 3 jours pour *Aspergillus niger* (culture penicillium) et de 8 jours pour *Penicillium chrysogenum* (Tan et Cheng, 2003 ; Esteban et al., 2006 ; Djelal et Amrane, 2013 ; Aitchekh et al., 2014 ; El Jaafari et al., 2014, 2016). Les champignons sont ensuite récupérés par centrifugation (4800g, 20 min).

Afin de travailler avec un effluent de composition stable et reproductible, un modèle de rejets synthétiques mimant les effluents de laiteries a été préparé à base de lait UHT dilué 50 fois avec de l'eau distillée.

Les cellules microbiennes précédemment récupérées finiront par rejoindre le bioréacteur contenant le rejet synthétique, après avoir réalisé 3 opérations successives de lavages/centrifugations (4800g, 20 min) par l'effluent artificiel afin d'éliminer au maximum les traces du milieu de culture.

I.2 Préparation et caractérisation de l'effluent

Dans la filière laitière le principal problème se situe au niveau des rejets liquides qui contiennent une charge organique élevée et qui doivent être épurés avant leur rejet dans le milieu naturel en accord avec la réglementation nationale (Secrétariat d'état chargé de l'eau et de l'environnement, 2016). Dans cette étude nous avons utilisé des effluents modèles élaborés à partir du lait commercial UHT dilué 50 fois pour simuler les eaux résiduaires industrielles. Ce modèle de préparation est en accord avec la technique utilisée par plusieurs auteurs (Louaste et al., 2014 ; Eljaafari et al., 2015) qui jugent que la majeure constitution des effluents laitiers est composée de produits organiques présents dans le lait et que la présence des détergents et les autres produits utilisés dans le procédé de production se retrouve à l'état de traces dans les effluents à la sortie de l'usine de l'industrie laitière.

Dans l'objectif d'évaluer et de maîtriser la stabilité des propriétés de l'effluent en début des expériences, une étude de la variabilité des propriétés physico-chimiques de 10 préparations différentes depuis le lait commercial a été établie et contrôlée. Les caractéristiques sont ainsi regroupées dans le tableau suivant :

Tableau 1. Les caractéristiques de l'effluent synthétique préparé depuis un lait commercial UHT de qualité stable (valeurs moyennes de 10 mesures).

Paramètres	Intervalle de variabilité
DCO (mg/l)	4265±60*
DBO5 (mg/l)	1280±10*
MS (g/l)	0,93±0,02*
NKT (mg/l)	3920±50*
Phosphore (mg/l)	64±0,8*

* représente l'incertitude statistique

D'après le tableau on remarque que la variabilité est peu significative, ce qui témoigne une stabilité satisfaisante de l'effluent de départ.

On constate également que l'effluent peut être traité et épuré par voie biologique, son rapport DCO/DBO5 est inférieur à 3 indiquant son caractère biodégradable.

1.3 Garnissages

1.3.1 Coquilles d'huîtres

Des coquilles d'huîtres creuses de l'espèce *Crassostrea gigas* ont été utilisées (figure 1) dans le cas des réacteurs biologiques à lits fixes. Il s'agit d'un mollusque bivalve filibranche appartenant à la famille des *Ostreidae* et au genre *Crassostrea* (Anwar et al., 2017).



Figure 1. Coquilles des huîtres (CH) utilisées lors du traitement biologique.

Les coquilles d'huîtres sont nettoyées et lavées à l'eau chaude puis à l'eau distillée, séchées, et perforées d'un trou (d'environ un millimètre de diamètre) pour favoriser un flux de circulation de l'effluent à l'intérieur. Ces coquilles sont superposées au fond et remplissent environ le 1/10 de la hauteur du bioréacteur.

La coquille constitue un matériau multicouche solide, composé principalement de carbonate de calcium, sous l'un et/ou l'autre de ses deux polymorphes les plus communs, la calcite ou l'aragonite. Ce matériau incorpore aussi des éléments mineurs (Mn, Sr, Fe, etc..) en proportions variables. La matrice organique ne représente qu'une faible fraction de la coquille, de 0,1 à 4-5 % maximum. Ces quelques pour-cents sont constitués de protéines, de glycoprotéines, de chitine, de polysaccharides acides, et peut-être d'un peu de lipides (Marie et al., 2008).

1.3.2 Garnissage industriel de référence

Les supports Kaldnes K3 (figure 2), sont utilisés comme support de biomasse dans les réacteurs MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor).

1.4 Bioréacteur et essais réalisés

Le bioréacteur utilisé est constitué d'un simple réservoir en verre d'un volume total de 70 litres, l'apport d'oxygène est



Figure 2. Garnissage Kaldnes K3 Filter Media Premium®

assuré par des aérateurs fins bulle depuis la base du réacteur, l'homogénéisation et l'agitation de l'effluent sont assurés par des pompes à eau (figure 3).

Plusieurs essais ont été menés, en présence et absence du garnissage de coquille d'huîtres et des essais comparatifs en présence des Kaldnes. Tous les essais ont été réalisés en présence d'*A. niger*, *P. chrysogenum*. Le tableau suivant résume les conditions de chaque essai.

Tableau 2. Essais réalisés (+) ; chaque essai est répété 3 fois.

Garnissage	<i>Aspergillus niger</i> (AN)	<i>Penicillium chrysogenum</i> (P)
Aucun (témoin)	+	+
Coquilles d'huîtres (CH)	+	+
Kaldness K3(K3)	+	+

1.5 Mesure des performances d'épuration

Plusieurs contrôles sont conduits au démarrage des essais, puis après chaque 6 heures jusqu'à 24 heures (tableau 3) : l'azote total est déterminé par la méthode Kjeldahl selon la norme française standard NF EN 25663 : 1997. La DCO est déterminée selon la norme française NFT90-101 : 2001. Le phosphore a été contrôlé par une méthode colorimétrique utilisant le complexe phosphomolibdique conformément à la norme allemande DIN 38405-D11-1 OPO43 : 1993. La matière en suspension (MES) est déterminée par la filtration d'un volume de l'effluent sur un papier filtre (0,45 µm) selon la méthode décrite par Rodier et al., (1996). La DBO5 est mesurée directement par DBO mètre HACH LQV166.98.00001.

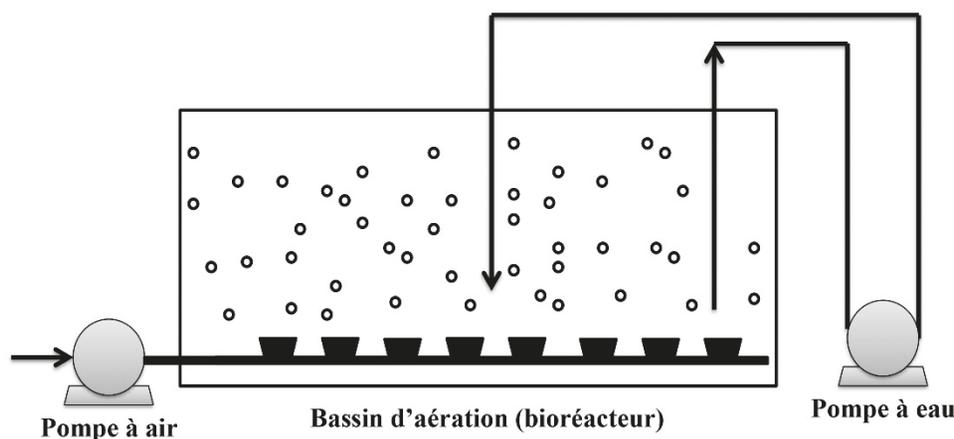


Figure 3. Représentation schématique du bioréacteur

Tableau 3. Contrôle des performances de la dépollution.

Paramètre contrôlé	Méthode utilisée
Azote total	Méthode Kjeldahl selon le standard NF EN 25663 : 1997
DCO	Norme française NFT90-101 : 2001
Phosphore	Méthode colorimétrique conformément à la norme DIN 38405-D11-1 OPO43 : 1993.
Matière en suspension (MES)	Selon la méthode décrite par Rodier et al., (1996).
DBO5	Directement par DBO mètre HACH LQV166.98.00001.

Une observation microscopique en MEB a été également conduite afin d'apprécier la colonisation des microorganismes sur les garnissages.

2. Résultats et discussions

2.1 Évolution de la DCO

La figure 4, présente l'évolution de l'abattement de la DCO pour les deux champignons en présence de coquille d'huîtres CH, de support K3 et en l'absence de garnissage.

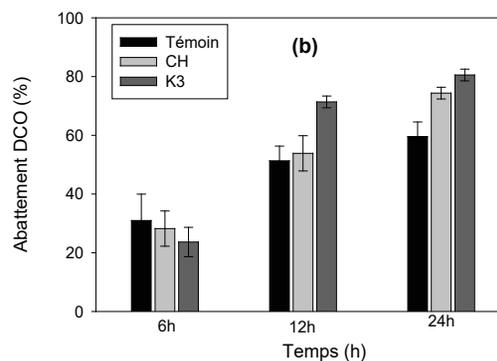
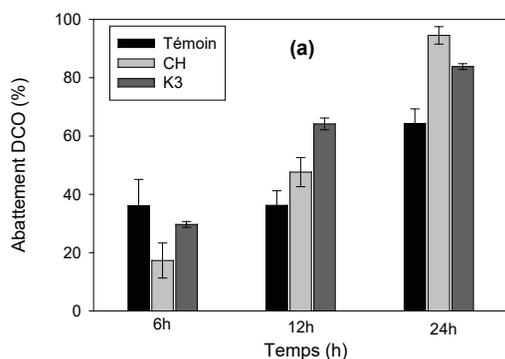


Figure 4. Évolution de la DCO : (a) en utilisant *Aspergillus niger*, (b) en utilisant *Penicillium chrysogenum*.

L'abattement de la DCO augmente avec le temps à cause de l'utilisation des composés organiques par les microorganismes. On remarque que la présence des supports favorise la biodégradation, une différence qui dépasse 30 % dans l'abattement de la DCO est enregistrée entre les procédés utilisant un support et le procédé sans support de colonisation.

Pour *Aspergillus niger*, l'abattement maximal est enregistré pour les coquilles, il est de presque 95 % en 24 heures, contre un pourcentage de 84 % pour les supports

Kaldnes, une différence jugée assez significative. À part cet enregistrement, aucune différence dans l'abattement de la DCO entre les deux supports n'est jugée significative (<5 %). On pourrait alors dire que l'utilisation des coquilles des huîtres offre un traitement de la pollution presque similaire à l'utilisation des supports Kaldnes, parfois même meilleur dans le cas d'*A. niger* après 24 heures de traitement.

2.2 Abattement de la DBO5

La DBO5 est définie par la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes pendant 5 jours pour assurer la dégradation de la matière organique par voie biologique. Cette mesure donne une approximation de la charge en matières organiques biodégradables d'un rejet. Le rapport DCO/DBO5 donne une première estimation de la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent (Belghyti et al., 2010).

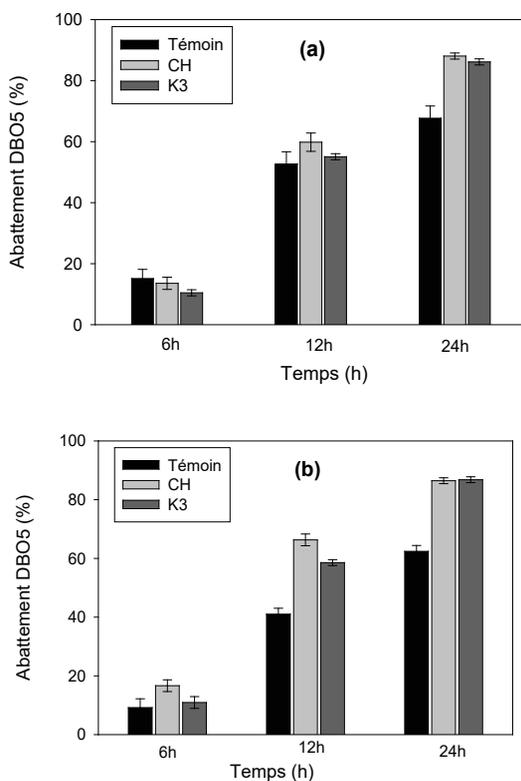


Figure 5. Évolution de la DBO5 : (a) en utilisant *Aspergillus niger*, (b) en utilisant *Penicillium chrysogenum*.

On remarque que l'abattement de la DBO5 en présence des supports est meilleur comparé au témoin (différence significative >20 %). On remarque également que l'abattement de la DBO5 est presque similaire pour les deux souches, et ce quel que soit le support « à biofilm » utilisé (différence non significative <5 %).

2.3 Évolution du phosphore

Les microorganismes utilisent le phosphore comme un élément nutritif essentiel pour la construction de leur matériel génétique et des molécules énergétiques type ATP et des phospholipides membranaires (Geary et Moore, 1999) ainsi les orthophosphates dissous dans l'eau sont utilisables dans la croissance de ces microorganismes vu qu'ils sont biodisponibles (Kumara Behera et Varma, 2017). Lors de la décomposition de la matière organique phosphorée, les microorganismes présents dans les eaux la transforment en phosphates minéraux dissous selon le processus de minéralisation (Mendes et al., 2017).

Lors du traitement biologique, le phosphore lié se transforme sous l'effet des acides produits par ces champignons sous format minéral soluble qui n'est autre que les orthophosphates.

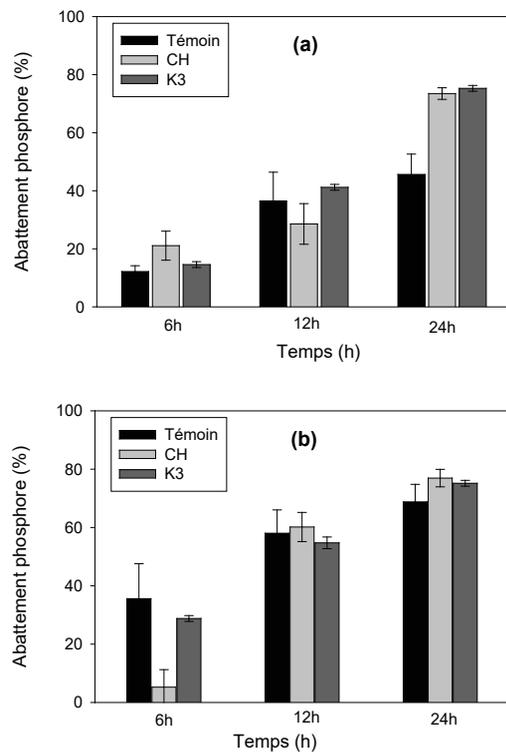


Figure 6. Évolution du phosphore : (a) en utilisant *Aspergillus niger*, (b) en utilisant *Penicillium chrysogenum*.

Un pourcentage intéressant d'abattement du phosphore est aussi enregistré vers 24 heures de traitement.

Selon la figure 6, les deux supports présentent presque les mêmes performances dans l'abattement du phosphore, par contre on remarque que la présence d'un garnissage dans le bioréacteur permet d'améliorer le traitement.

2.4 Évolution de NTK

La figure 7 présente l'évolution de l'azote total en fonction du temps.

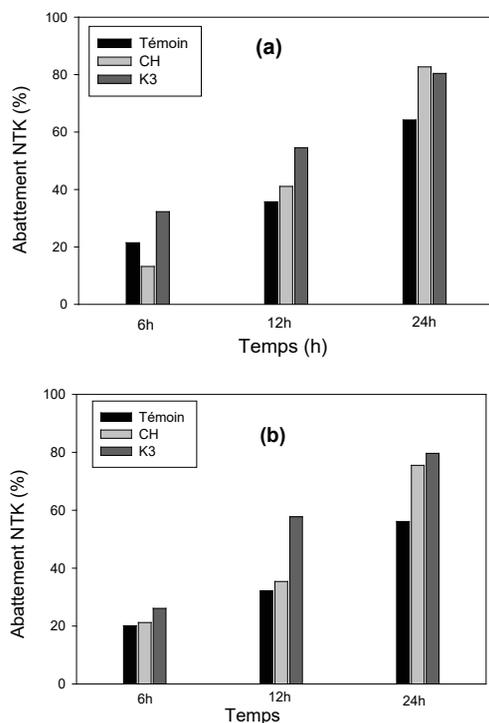


Figure 7. Evolution de NTK : (a) en utilisant *Aspzigillus niger*, (b) en utilisant *Penicillium chrysogenum*.

On remarque que l'abattement de l'azote total en présence des supports est meilleur comparé au témoin (différence significative >10 %). On remarque également que celle-ci est presque similaire pour les deux souches, et ce quel que soit le support à biofilm utilisé (différence non significative <5 %).

En général l'azote subit différentes transformations au cours d'un traitement biologique (passage de la forme ammoniacale à la forme nitreuse puis nitrique et retour à la forme gazeuse) ; la diminution qu'on observe dans le graphe est due à l'incorporation de l'azote dans les nouvelles cellules des champignons produites. Ces champignons assurent le traitement de la charge polluante organique, dont ils ont besoin pour leur métabolisme, ainsi que de nombreux éléments chimiques dont l'azote qui vient au premier rang puisqu'il est un composant important de la cellule fongique et représente environ 5 % de sa matière sèche (Mendes et al., 2017).

2.5 Évolution de la matière en suspension (MES)

La figure 8 représente l'évolution de la quantité de matière en suspension (MES) en fonction du temps.

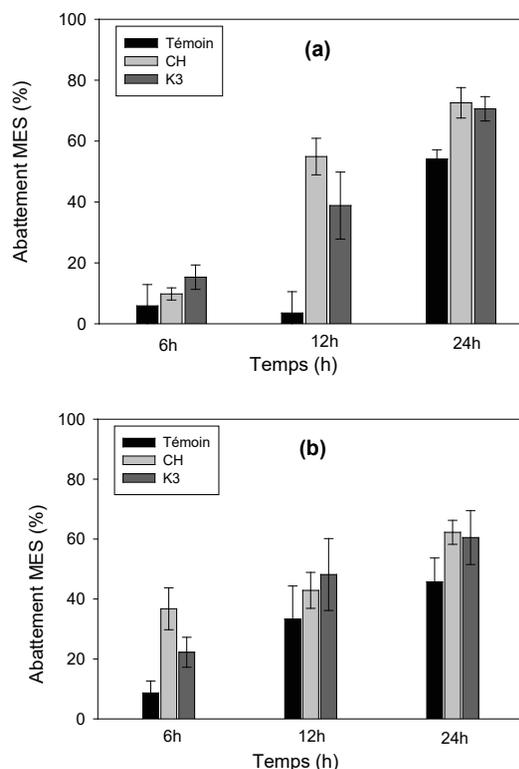


Figure 8. Évolution de la MES : (a) en utilisant *Aspzigillus niger*, (b) en utilisant *Penicillium chrysogenum*.

On remarque que l'abattement de la matière en suspension en présence des supports est meilleur comparé au témoin (différence significative >10 %). Celle-ci est presque similaire pour les deux souches, et ce quel que soit le support de colonisation utilisé (différence non significative <5 %).

La matière en suspension augmente à un moment donné au cours du traitement pour le témoin et diminue ensuite. Cela peut être expliqué vraisemblablement par le détachement de fragments de biofilm (Kubota et al., 2008 ; El Jaafari et al., 2016).

L'étude a été réalisée en utilisant des conceptions de bioréacteurs biologiques différentes : des bioréacteurs utilisant un lit fixe ou mobile, sur lequel la colonisation de la biomasse est effectuée, et un bioréacteur impliquant une biomasse fongique libre. Pour tous les paramètres de contrôle de la qualité de la dépollution (DBO5, DCO, MES, NTK, P), les réacteurs à biomasse fixés s'avèrent plus performants.

Des anciens travaux de recherches réalisés (Boutaleb et al., 2008 ; Kubota et al., 2008 ; Aitchekh et al., 2014 ; El Jaafari et al., 2014, 2016) ont montré que les microorganismes se développent mieux en présence d'un support de colonisation et que l'état sessile et ou leurs développements selon un biofilm, leur permet de résister aux stress environnementaux. La figure 9 montre le développement du biofilm fongique à la surface des coquilles d'huîtres.

Le tableau 4 présente une synthèse sur les rendements de traitement biologique de plusieurs effluents industriels obtenus par quelques auteurs en utilisant divers procédés.

Par comparaison avec les résultats présentés dans ce tableau, on remarque que les pourcentages d'abattement de la matière or-

ganique obtenus par la présente étude, en utilisant les coquilles d'huîtres comme lit fixe pour la formation de biofilm (environ 95 % de DCO, plus que 80 % d'azote et environ 75 % de phosphore pendant 24 heures de traitement) sont intéressants en termes de temps et de rendement d'abattement de la pollution organique. Plus spécialement, les travaux de Liu et al. (2010) portant sur le traitement des eaux usées municipales avec les coquilles d'huîtres dans le cas d'un procédé de filtres biologiques aérés (FBA) en flux ascendant, montrent que les rendements obtenus sont comparables par rapport à la présente étude avec une nette augmentation du rendement relatif à l'azote ainsi qu'une amélioration dans les temps de traitement (3 fois plus comparé à la présente étude). Par contre les eaux municipales de départ qui ont fait objet de traitement sont relativement peu chargées en matière organique comparé aux effluents de laiteries étudiés

Tableau 4. Synthèse des rendements de traitement de plusieurs effluents liquides industriels obtenus par quelques auteurs

Auteurs	Nature de l'effluent	Procédé et conditions	Rendements d'abattement
Broch-Due et al. (1997)	Effluents provenant d'usines de papier	Procédé : MBBR Conditions : supports conventionnels en polyéthylène (balles en plastiques), 2 jours de préparation du réacteur	65-75 % pour la DCO 85-95 % en DBO5 en 4-5 heures En prolongeant le THS, l'efficacité de la DCO 80 % et de la DBO5 96 %
Andreottola et al. (2002)	Effluent de laiteries	Procédé : MBBR Conditions : supports conventionnels en polyéthylène (balles en plastiques)	DCO >80 % Azote >96,2 %
Shin et al. (2006)	Eaux usées des industries de textiles	Procédé : série de 3 MBBR (anaérobie, aérobie 1 et aérobie 2) combinés à un traitement chimique de coagulation Conditions : support en carbone activé au polyuréthane (PU-AC), coagulation chimique FeCl ₂	En 44h, 85 % de la DCO et 70 % des colorants Après traitement chimique, 95 % de la DCO et 97 % des colorants sont éliminés
Djelal et al. (2007)	Effluent synthétique à base de lactosérum	Procédé : réacteur en culture batch Conditions : Présence de mycètes	70 % DCO après 142 heures (38 % en 40 heures)
Liu et al. (2010)	Eaux usées municipales	Procédé : biofiltres aérés (FBA) à flux ascendant Conditions : coquilles d'huîtres et les supports conventionnels en polyéthylène (balles en plastiques) utilisés comme garnissage	Coquilles d'huîtres : DCO :85,1 %, Azote :98,1 %, Phosphore :79,9 % / THS =4h Balles en plastiques : 80,0 % : DCO, Azote :93,7 % Phosphore :90,6 % / THS =4h

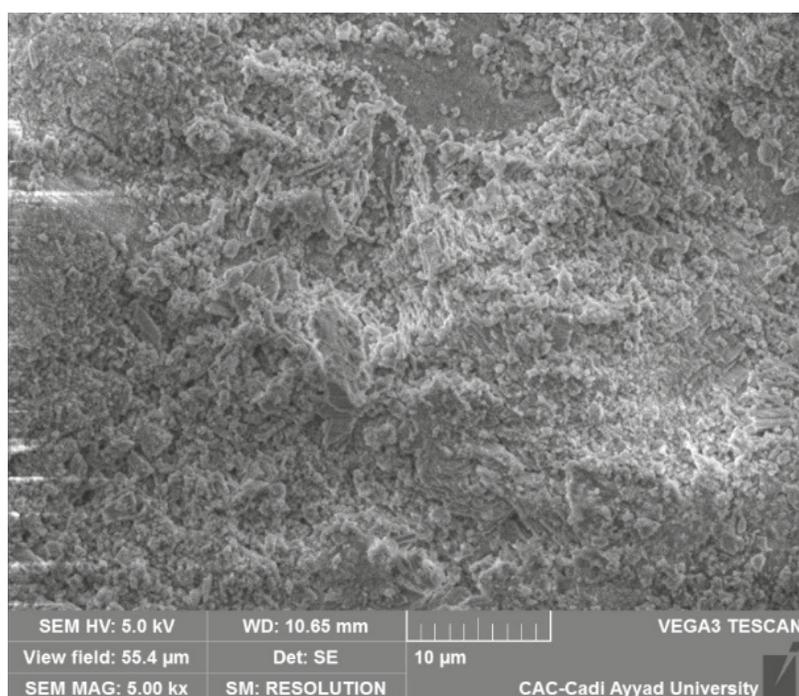


Figure 9. Photo MEB de la surface externe des coquilles des huîtres par *A. niger* (grossissement 5K).

par la présente étude (très chargés). En effet, ils disposent d'un DCO d'environ 110,4 mg/l (30 fois moins que la présente étude), l'azote ammoniacale est en moyenne 28,1 mg/l (100 fois moins), le phosphore total est de 2,4 mg/l (20 fois moins) avec un pH qui fluctue autour de la neutralité.

Conclusion

Le traitement biologique par les coquilles d'huîtres en tant que support de biofilms dans les réacteurs biologiques à biomasse fixe étudié s'est avéré performant des points de vue écologique et économique. L'utilisation d'un déchet naturel disponible, sans traitement préalable offre une alternative aux supports conventionnels en plastique classiquement utilisés, dont la fabrication nécessite des ingrédients dérivés du pétrole (ressource épuisable). La colonisation des champignons sur ces supports est favorable. Celle-ci est confirmée aussi bien par les observations microscopiques que par les résultats obtenus en termes de temps et de rendements d'abattement de la pollution organique.

Nous souhaitons exprimer nos remerciements au Centre national de recherche scientifique et technique (CNRST) du Maroc (PPR2/2016/21).

Références bibliographiques

- Aitcheikh A., Boutaleb N., Bahlaouan B., Eljaafari 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*, 3(11), p. 1036-1040.
- Andreottola G., Foladori P., Ragazzi M., Villa R. (2002). Dairy wastewater treatment in a moving bed biofilm reactor. *Water science and technology*, 45(12), p. 321-328. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0441>
- Anwar M.N., Ravindrana V., Morel P.C.H., Ravindran G., Cowieson A.J. (2017). Effect of calcium source and particle size on the true ileal digestibility and total tract retention of calcium in broiler chickens. *Animal Feed Science and Technology*, 224, p. 39-45. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2016.12.002>
- Arumugam A. and Sabarethinam P. L., (2008). Performance of a three-phase fluidized bed reactor with different support particles in treatment of dairy wastewater. *ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences*, 3(5), p. 42-44.
- Bassin J.P., Dezotti M. (2018). *Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)*. *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment*, Springer, Cham, p. 37-74. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58835-3_3
- Belghyti D., El Guamri Y., Ztit G., Ouahidi M., Joti M., Harchrass A., Amghar H., Bouchouata O., El Kharrim K., Bounouira H. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en oeuvre d'un traitement adéquat : cas de Kénitra au Maroc. *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 5(2), p. 199-216. <https://doi.org/10.4314/afsci.v5i2.61730>
- 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, p. 37-43. <https://doi.org/10.1051/tsm/200805037>
- Broch-Due A., Andersen R., Opheim B. (1997). Treatment of integrated newsprint mill wastewater in moving bed biofilm reactors. *Water Science and Technology*, 35(2-3), p. 173-180. <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0511>

- Crini G. (2006). Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review. *Bioresource Technology*, 97(9), p. 1061-1085. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.001>
- David P., Bulteau G., Humeau P., Gérente C., Yves A. (2013). Laundry greywater treatment using a fluidized bed reactor: A proposed model based on greywater biodegradation and residence time distribution approach. *Environmental Technology* 34(23), p. 3087-3094. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.803133>
- Djelal H., Perrot M., Grizard D. (2007). Utilisation de champignons spécifiques pour la biodégradation d'effluents industriels. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*, 306, p. 85-90.
- 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), p. 1906-1912. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60239-3](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60239-3)
- 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*, 3(8), p. 1636-1639.
- El Jaafari A., Boutaleb N., Bahlaouan B., Taiek T., Ait Cheikh A., Jada A., Bennani M., Lazar S., El antri S. (2015). Écailles de poissons : nouveau support de biomasse dans les bioréacteurs à lit mobile pour le traitement des effluents des laiteries. *Déchets Sciences et Techniques*, 70, p. 29-37 <https://doi.org/10.4267/déchets-sciences-techniques.3303>
- El Jaafari A., Boutaleb N., Bahlaouan B., Aitcheikh A., Taiek T., Jada A., Lazar S., El Antri S. (2016). Biodegradation of Dairy Wastewater by the Use of Fish Scales as Packing in Moving Bed Bioreactors. *Journal of Colloid Science and Biotechnology*, 5(2), p. 218-222. <https://doi.org/10.1166/jcsb.2016.1151>
- Esteban, A., Abarca M.L., Bragulat M.R., and Cabanes F.J. (2006). Effect of pH on ochratoxin A production by *Aspergillus niger* aggregate species. *Food Additives & Contaminants* 23(6), p. 616-622. <https://doi.org/10.1080/02652030600599124>
- Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), (2018). *Globefish Highlights - A Quarterly Update on World Seafood Markets*. Issue 1, 76 p. <http://www.fao.org/in-action/globefish/publications/details-publication/en/c/111922/>.
- Geary P.M., Moore J.A., (1999). Suitability of a treatment wetland for dairy wastewaters. *Water Science & Technology*, 40(3), p. 179-185. <https://doi.org/10.2166/wst.1999.0160>
- Kargi F., Eyiisleyen S. (1995). Batch biological treatment of synthetic wastewater in a fluidized bed containing wire mesh sponge particles. *Enzyme and Microbial Technology*, 17(2), p. 119-123. [https://doi.org/10.1016/0141-0229\(94\)00044-R](https://doi.org/10.1016/0141-0229(94)00044-R)
- 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), p. 117-127. <http://hdl.handle.net/20.500.11810/2130>
- Kubota H., Senda S., Nomura N., Tokuda H., Uchiyama H. (2008). Biofilm formation by lactic acid bacteria and resistance to environmental stress. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 106(4), p. 381-386. <https://doi.org/10.1263/jbb.106.381>
- Kumara Behera B., Varma A. (2017). *Concept of Microbiological Processes. Microbial Biomass Process Technologies and Management*. Springer International Publishing. P. 1-43. https://doi.org/10.1007/978-3-319-53913-3_1
- Kwon H.B., Lee C.W., Jun B.S., Jon-do Y., Weon S.Y., Koopman B. (2004). Recycling waste oyster shells for eutrophication control. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(1), p. 75-82. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.08.005>
- Ladeira Ázar R.I.S, Morgan T., Dos Santos A.C.F., de Aquino Ximenes E., Ladisch M.R., Guimaraes V.M. (2018). Deactivation and Activation of Lignocellulose Degrading Enzymes in the Presence of Laccase. *Enzyme and Microbial Technology*, 109, p. 25-30. <https://doi.org/10.1016/j.enzymtec.2017.09.007>
- Louaste B., Boudine L., Eloutassi N., Chaouch M. (2014). Traitement biologique de l'effluent liquide issu de l'industrie laitière par des champignons exogènes. *International journal of innovation and applied studies* 7(4), p. 1551-1559.
- Mannan S., Fakhru'l-Razia A., Alam M.Z. (2005). Use of fungi to improve bio-conversion of activated sludge. *Water Research*, 39(13), p. 2935-2943. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.074>
- Marie B., Luquet G., Bédouet L., Millet C., Guichard N., Medakovic D., and Marin F., (2008). Nacre calcification in the freshwater mussel *Unio pictorum*: carbonic anhydrase activity and purification of a 95-kDa calcium-binding glycoprotein. *ChemBiochem*, 9(15), p. 2515-2523. <https://doi.org/10.1002/cbic.200800159>
- Mendes G.O., Galvez A., Vassileva M., Vassilev N. (2017). Fermentation liquid containing microbially solubilized P significantly improved plant growth and P uptake in both soil and soilless experiments. *Applied Soil Ecology*, 117-118, p. 208-211. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.008>
- Meunier N., Blais J.F., Tyagi R.D. (2002). Selection of a natural sorbent to remove toxic metals from acidic leachate produced during soil decontamination. *Hydrometallurgy*, 67(1-3), p. 19-30. [https://doi.org/10.1016/s0304-386x\(02\)00132-9](https://doi.org/10.1016/s0304-386x(02)00132-9)
- Namasivayam C., Sakoda A., Suzuki M. (2005). Removal of phosphate by adsorption onto oyster shell powder-kinetic studies. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 80(3), p. 356-358. <https://doi.org/10.1002/jctb.1175>
- Ok Y.S., Oh S.E., Ahmad M., Hyun S., Kim K.R., Moon D.H., Lee S.S., Lim K.J., Jeon W.T., Yang J. E. (2010). Effects of natural and calcined oyster shells on Cd and Pb immobilization in contaminated soils. *Environmental Earth Sciences*, 61(6), p. 1301-1308. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0674-4>
- Ok Y.S., Lim J.E., Moon D.H. (2011). Stabilization of Pb and Cd contaminated soils and soil quality improvements using waste oyster shells. *Environmental Geochemistry and Health*, 33(1), p. 83-91. <https://doi.org/10.1007/s10653-010-9329-3>

- Park W.H., Polprasert C. (2008). Roles of oyster shells in an integrated constructed wetland system designed for P removal. *Ecological Engineering*, 34(1), p. 50-56. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.05.014>
- Porwal H.J., Mane A.V., Velhal S.G. (2015). Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. *Water Resources and Industry*, 9, p. 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2014.11.002>
- Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Champsaur H. (1996). L'analyse de l'eau - Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (8^e édition). *Technique et ingénierie*, Dunod, 1600 p.
- Scott M.L., Hull S.J., Mullenhoff P.A. (1971). The Calcium Requirements of Laying Hens and Effects of Dietary Oyster Shell Upon Egg Shell Quality. *Poultry Science*, 50(4), p. 1055-1063. <https://doi.org/10.3382/ps.0501055>.
- Secrétariat d'Etat chargé de l'Eau et de l'Environnement, Royaume du Maroc, Département de l'Environnement, Recueil des lois relatives à la protection de l'environnement. 167 p. http://mapecology.ma/wp-content/uploads/2016/11/Recueil_Des_Loisfr-1.pdf
- Shin D.H., Shin Y.H., Kim Y.H., Ho Han M., Choi S.J. (2006). Application of a combined process of moving bed biofilm reactor (MBBR) and chemical coagulation for dyeing wastewater treatment. *Water science & technology*, 54(9), p. 181-189. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.863>
- Stepnowski P., Olafsson G., Helgason H., Jastorff B. (2004). Recovery of as-taxanthin from seafood wastewater utilizing fish scales waste. *Chemosphere*, 54(3), p. 413-417. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00718-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00718-5)
- Tan T., Cheng P. (2003). Biosorption of Metal Ions with *Penicillium chrysogenum*. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 104(2), p. 119-128. <https://doi.org/10.1385/abab:104:2:119>
- Wolski E.A., Durruty I., Haure P.M., Gonzalez J.F. (2012). *Penicillium chrysogenum*: Phenol Degradation Abilities and Kinetic Model. *Water, Air & Soil Pollution*, 223(5), p. 2323-2332. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-1026-z>
- Liu Y.X., Yang T.O., Yuan D.X., Wu X.Y. (2010). Study of municipal wastewater treatment with oyster shell as biological aerated filter medium. *Desalination*, 254(1-3), p. 149-153. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.12.003>
- Yoon G.L., Kim B.T., Kim B.O., Han S.H. (2003). Chemical-mechanical characteristics of crushed oyster-shell. *Waste Management*, 23(9), p. 825-834. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00159-9](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00159-9)