

Dégradation de mortiers dans les bassins de nitrification en station d'épuration

Marielle Guéguen Minerbe ¹, Tony Pons¹, Camille Faure², Sam Azimi², Vincent Rocher², Thierry Chaussadent ¹

¹ Univ Gustave Eiffel, MAST-CPDM, F-77454 Marne - la- Vallée, France

² SIAAP, Direction Innovation, 82 avenue Kléber - 92700 – Colombes

ABSTRACT

Les réglementations relatives au traitement des eaux usées (UWWTD-1991 ; DCE 2000) ont considérablement évolué depuis 25 ans avec le développement de bioprocédés de plus en plus efficaces limitant les risques pour l'environnement. Des technologies performantes de traitement physico-chimique et biologique des eaux usées ont été intégrées dans les stations des principales agglomérations. C'est ainsi que depuis une dizaine d'années, de nouveaux types de dégradation des structures en béton ont été observés dans les stations d'épuration des eaux usées, principalement dans les bassins de nitrification traitant les composés azotés (ammonium) des effluents (Leeman et al., 2010, Lewi et al., 2020). Les origines exactes de ces dégradations ne sont pas encore déterminées.

Afin de comprendre les mécanismes de dégradation des bétons dans les bassins de traitement des composés azotés, des éprouvettes de mortiers (de 3 cm de diamètre et 6 cm de hauteur) à base de ciments CEM I, CEM III, CEM V et CAC ont été exposées dans la partie supérieure d'un bassin à filtre biologique aéré (FBA). A l'issue de 2 ans d'exposition, les échantillons présentent des dégradations en surface principalement pour les échantillons à base de Portland. Les propriétés physico-chimiques des eaux usées ne permettent pas d'expliquer ces dégradations mettant en avant le rôle important des micro-organismes.

Keywords Nitrification ; mortiers ; exposition in situ; biomasse.

I. INTRODUCTION

Les réglementations relatives au traitement des eaux usées (UWWTD-1991 ; DCE 2000) ont considérablement évolué depuis 25 ans, entraînant un accroissement significatif des exigences de la qualité des eaux rejetées dans le milieu. Ainsi des technologies performantes ont été intégrées au sein des filières de traitement des usines d'épuration, notamment la biofiltration sur culture fixée pour le traitement de l'azote. Si ces procédés sont bien adaptés pour atteindre les seuils réglementaires en azote résiduel, les infrastructures en béton où se déroulent ces bioprocédés n'ont pas fait l'objet d'analyses systémiques de leur durabilité et ne sont donc pas toujours adaptées aux changements actuels et futurs. Ainsi depuis une dizaine d'année dans les stations d'épuration des eaux usées, de nouveaux types de dégradations des structures en béton

ont été observés, principalement dans les bassins de nitrification traitant les composés azotés (ammonium) des effluents (Leeman et al., 2010, Lewi et al., 2020). Ainsi la figure 1 illustre le type de dégradations pouvant être observées dans la partie supérieure d'un bassin de traitement biologique aéré. On peut observer un déchaussement des granulats lié à la dissolution de la matrice cimentaire.

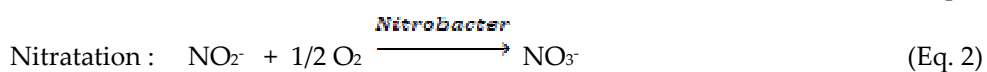


FIGURE 1. Photographies de la partie supérieure d'un bassin de traitement biologique aéré – à gauche la paroi du bassin, en haut à droite, le plancher du bassin et en bas à droite la paroi avec la sortie du bassin.

Les eaux usées préalablement prétraitées afin d'éliminer les déchets solides, les sables, les graviers, les huiles, les graisses, les matières en suspensions colloïdales et une partie des phosphates et du carbone, entrent dans le bassin puis traversent un massif filtrant contenant la biomasse qui va permettre d'abaisser le taux d'ammonium dans les eaux usées transformant ces composés en nitrate. Ce mécanisme correspond à la nitrification.

La nitrification s'effectue en deux étapes grâce aux bactéries du genre *Nitrosomas* et *Nitrobacter*.

Dans un premier temps, les ions ammonium sont oxydés en ions nitrite (Eq.1), c'est la nitritation. Puis s'en suit la réaction de nitrification : l'oxydation des ions nitrite en nitrate (Eq.2).



Il est important de bien comprendre le fonctionnement des bassins de traitement biologique aéré pour mieux appréhender la compréhension des détériorations observées (figure 2). L'eau à traiter entre en fond de bassin, remonte vers le massif filtrant où se déroule la nitrification grâce à l'intervention de la biomasse. L'eau continue de remonter vers la surface du bassin en passant à travers le plancher, elle arrive enfin vers la piscine du bassin puis et est évacuée vers les bassins de dénitrification (transformation biologique des nitrates en azote gazeux). A noter que pour le bon fonctionnement de la biomasse bactérienne, le bassin est fortement oxygéné.

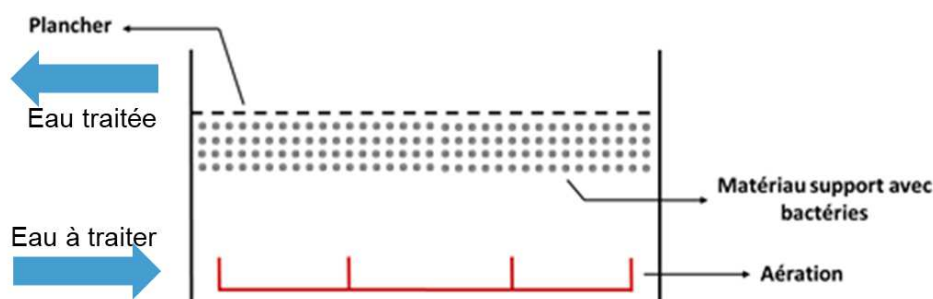


FIGURE 2. Représentation schématique du fonctionnement d'un bassin de traitement biologique aéré.

En entrée du bassin (dans le fond) le béton ne présente pas de dégradation malgré le fait que la concentration en ammonium soit la plus élevée dans cette partie. Des dégradations du béton apparaissent au niveau du massif filtrant et au niveau du plancher (Figure 1 en haut à droite) et sur les murs de la piscine (Figure 1 à gauche). Le canal permettant d'acheminer l'eau après nitrification vers les bassins de dénitrification ne présente aucune dégradation mais ce canal est en charge complète en permanence.

Afin de mieux comprendre ces dégradations, nous avons exposé des échantillons de mortier à base de CEM I, CEM III/A, CEM V/A et CAC dans la partie piscine d'un bassin de traitement biologique aéré. Le devenir de ces échantillons a été suivi pendant 2 ans.

METHODE

A. Matériaux

Des éprouvettes de mortier de 6 cm de hauteur et 3 cm de diamètre ont été fabriquées à partir de quatre liants différents : CEM I, CEM III/A, CEM V/A (ciment Portland) et CAC (ciment d'aluminat de calcium). Le ratio eau/ciment est de 0,5 et sable/ciment de 3. Le sable utilisé est un sable siliceux normalisé CEN EN 196-1. Lors de la fabrication un tube en PVC a été inséré afin de pouvoir maintenir les échantillons en place dans une caisse. Les échantillons ont reçu une cure endogène de 28 jours.

B. Exposition in situ

Les échantillons ont été placés aléatoirement dans une caisse en PVC afin d'être exposés dans un bassin de traitement de l'azote (bassin à filtre biologique aéré : FBA). La caisse est située dans la piscine juste après la biomasse (Figure 3).

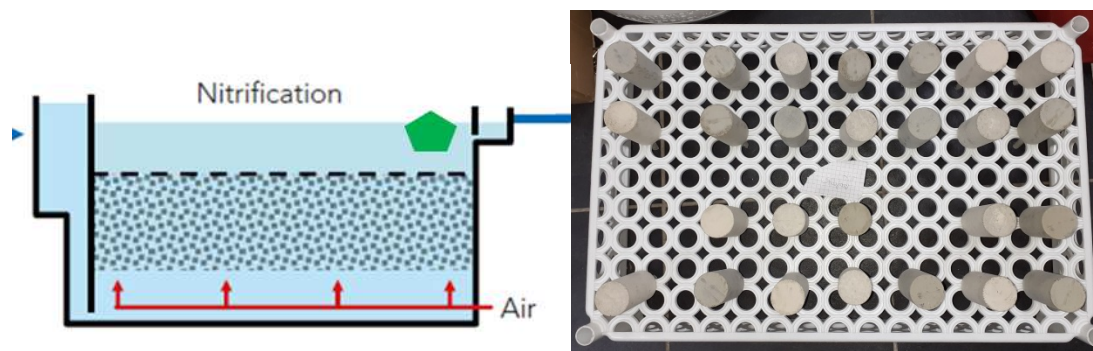


FIGURE 3. A gauche Bassin de traitement biologique aéré – le pentagone vert représente la localisation de la caisse- A droite Photographie de la caisse contenant les échantillons avant exposition.

La quantité d'ammonium journalière en entrée du bassin est de $19,6 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ pour une quantité moyenne journalière en sortie de $0,7 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. Le pH de l'eau est de 7,6 en entrée et 7,5 en sortie. On peut également noter une diminution de la dureté de l'eau avec une concentration en entrée du bassin à $252 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ et $153 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 en sortie (Lewi et al., 2020).

C. Paramètres suivis

Tous les 6 mois, la caisse est sortie du bassin afin d'effectuer une série d'analyses non destructives sur les échantillons : photos, suivi de la masse, suivi du diamètre (avec un pied à coulisse) et du pH (avec du papier pH gradué à 0,2 unité pH). Un prélèvement d'échantillon est également effectué afin d'évaluer la dégradation interne de l'éprouvette. Pour cela, l'échantillon est dans un premier temps séché, puis résiné, puis scié et enfin observé au microscope optique.

III. RESULTATS ET DISCUSSION

Les échantillons de mortiers ont été exposés dans un bassin de traitement biologique aéré pendant 26 mois. Les évolutions moyennes des masses et des diamètres des échantillons sont présentées dans la figure 4 et dans la figure 5 respectivement. On peut observer que lors de la première année, les échantillons de mortiers ont pris de la masse (entre 1,5 et 6%) à l'exception du mortier CEM I qui perd de la masse. Cette prise de masse peut être due à deux facteurs : la prise d'eau liée à la porosité des échantillons et à la formation d'un biofilm visible en surface des échantillons (Figure 6). A l'issue des 26 mois d'exposition, la masse du mortier CEM III commence à chuter. La tendance de la variation du diamètre des échantillons est plus complexe sûrement liée à une perte de matière et en même temps au développement d'un épais biofilm. Concernant le pH de surface (mesuré à l'aide de papier pH), ce dernier est le même pour toutes les formulations aux différentes échéances et se situe dans un domaine compris entre 6,5 et 7,1, légèrement plus acide que les eaux usées dont le pH global est de l'ordre de 7,5-7,6.

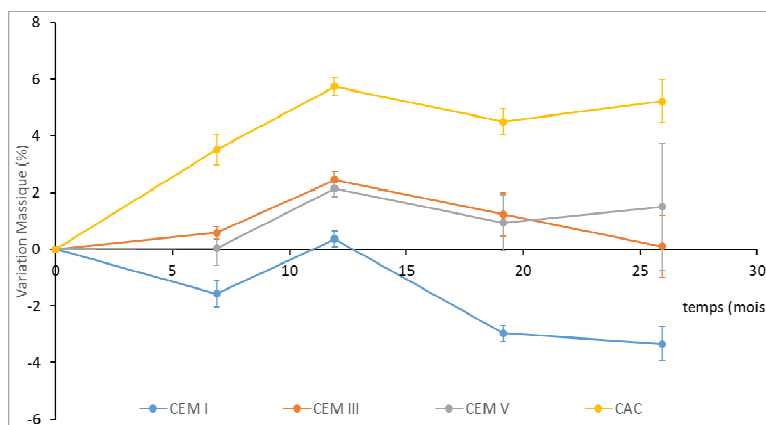


FIGURE 4. Variation massique (en %) des échantillons à base de CEM I (en bleu), CEM III (en orange), CEM V (en gris) et CAC (en jaune) exposés 26 mois dans un bassin de traitement biologique aéré (les barres d'erreurs représentent l'écart-type moyen sur les différentes éprouvettes de même formulation).

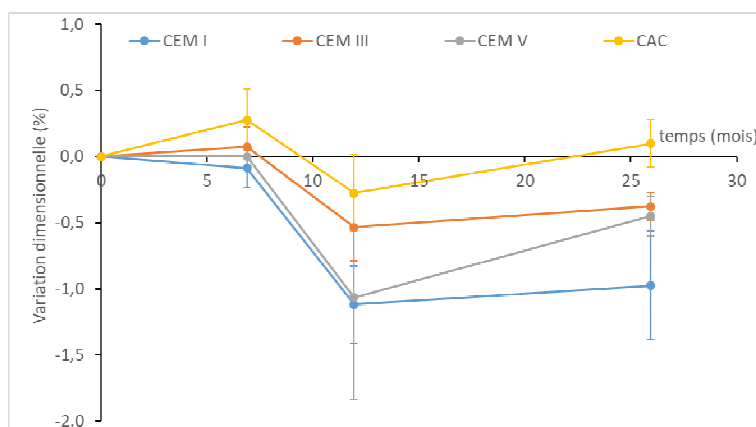


FIGURE 5. Variation dimensionnelle des diamètres en % des échantillons à base de CEM I (en bleu), CEM III (en orange), CEM V (en gris) et CAC (en jaune) exposés 26 mois dans un bassin de traitement biologique aéré (les barres d'erreurs représentent l'écart-type moyen sur les différentes éprouvettes de même formulation).



FIGURE 6. Photographies d'un échantillon de mortier à base de CEM I avant exposition (à gauche) et après 26 mois d'exposition (à droite) permettant d'apprécier le développement du biofilm en surface du matériau.

Des échantillons de mortiers ont été prélevés après 12, 19 et 26 mois d'exposition dans le bassin de traitement biologique. Ces échantillons ont été séchés, résinés puis sciés. Les observations des coupes sont présentées dans la figure 7. Sur les échantillons à base de ciment Portland (CEM I, CEM III et CEM V) on peut noter la présence d'une couche noire de plusieurs centaines de μm tout autour des échantillons. Cette couche correspond au biofilm. Sous cette couche, on peut noter une couche dégradée. Ces deux couches sont beaucoup plus fines sur les échantillons à base de CAC.

Il est possible, à partir des coupes obtenues (Figure 7) de déterminer l'aire saine et d'en déduire une épaisseur dégradée connaissant le diamètre initial. Le calcul de l'aire s'effectue sur une coupe. Ainsi au bout de 26 mois d'exposition, l'échantillon à base de CEM I présente une dégradation de 1 mm, celui à base de CEM III de 2,1 mm et celui à base de CEM V de 2,6 mm. Le CAC présente une épaisseur de dégradation très faible.

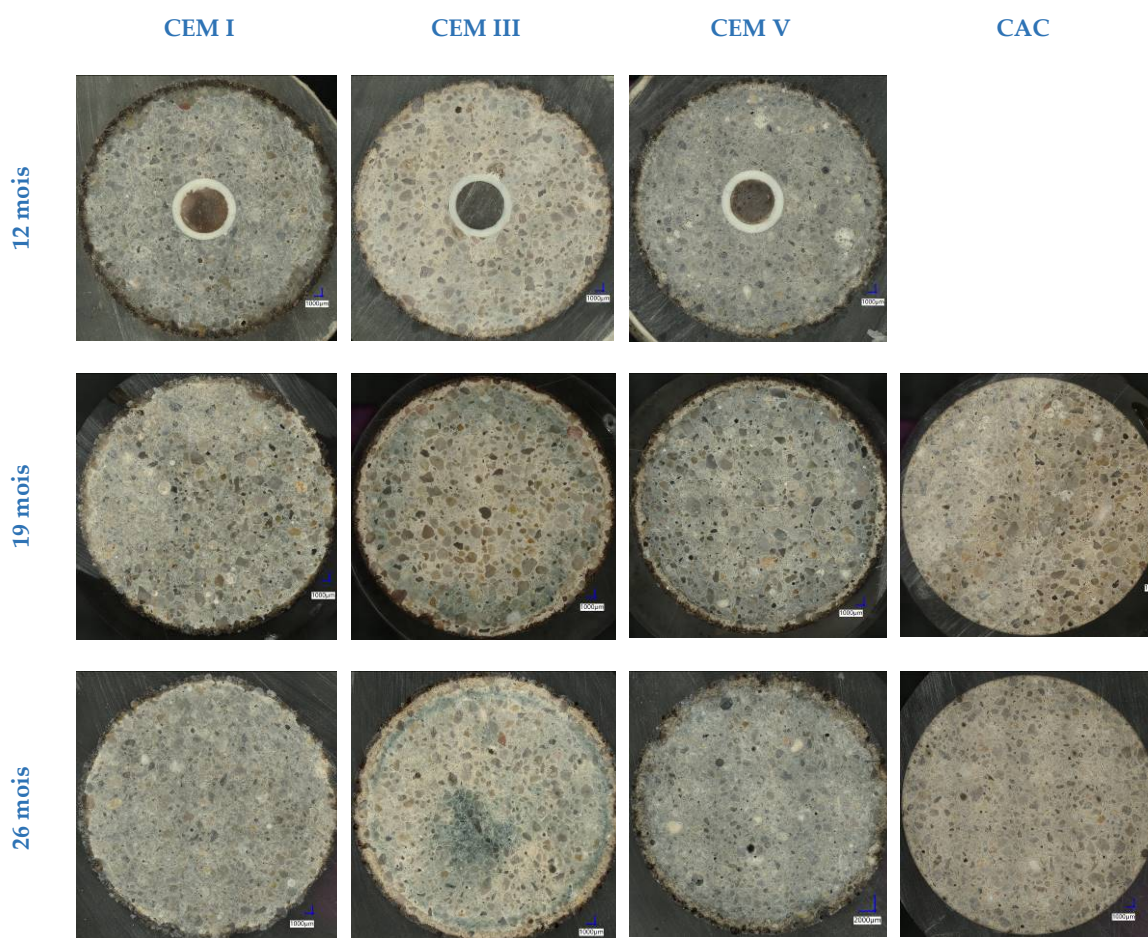


FIGURE 7. Observations au microscope optique des coupes des mortiers à base de CEM I, CEM III, CEM V et CAC exposés pendant 12, 19 et 26 mois dans un bassin de traitement biologique aéré.

En s'intéressant aux propriétés chimiques des eaux usées dans le bassin de traitement de l'azote on peut noter que le pH (compris entre 7,5 et 7,6) n'est pas considéré comme un agent agressif vis-à-vis du béton. La concentration en NH_4^+ dans l'eau est de l'ordre $19 \text{ mg. NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ ce qui selon la littérature et les recommandations du fascicule FP 18-011 n'est pas une concentration pouvant impacter les liants cimentaires et est considéré dans une classe d'exposition XA1. Les différentes études menées (La Bellega et al., 2000 ; Assié et al., 2013 ; Nguyen et al., 2007 ; Alexander et al., 2013) afin d'évaluer l'impact de l'ammonium sur le béton sont réalisées à partir de nitrate d'ammonium à des concentrations à saturation ($6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ soit l'équivalent de $108,24 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$).

IV. CONCLUSION

Après 2 ans d'exposition dans un bassin de traitement biologique aéré, on peut noter la présence d'un biofilm très épais en surface des échantillons (plusieurs dizaines de μm). Sous ce biofilm, une couche dégradée de quelques mm est présente dans les mortiers à base de ciment Portland. Ces premiers essais d'exposition permettent de confirmer que la teneur en NH_4^+ et le pH dans les eaux usées ne sont pas des facteurs clés permettant d'expliquer une réelle dégradation. Le biofilm doit avoir un rôle important qui doit créer un microenvironnement dont les conditions sont plus impactantes.

Cette étude va se poursuivre. Afin de mieux comprendre les mécanismes responsables de la dégradation des bétons. Une première étude abiotique va être mise en place et en parallèle des essais biotiques seront mis en œuvre. Le suivi in situ va également se poursuivre.

REFERENCES

Assié, S., Escadeillas, G., & V. Waller (2007). Estimates of self-compacting concrete 'potential' durability, *Construction and Building Materials* 21, 1909–1917.

Alexander, M., Bertron, A., & N. De Belie, (2013). Performance of Cement-Based Materials in Aggressive Aqueous Environments, RILEM State-of-the-Art Reports. Springer Netherlands, Dordrecht.

Council Directive of the 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC), Official Journal of the European Communities, L135, 30 May 1991, 40-52.

Le Bellégo, C., Gérard, B., & G. Pijaudier-Cabot (2000) Chemo-Mechanical Effects in Mortar Beams Subjected to Water Hydrolysis. *Journal of Engineering Mechanics* 126, 266–272.

Leeman, A., Lothenbach, B., Siegrist, H., & C. Hoffmann (2010) Influence of water hardness on concrete surface deterioration caused by nitrifying biofilms in wastewater treatment plants, *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 64, 489-498.

Lewi, J., Guéguen Minerbe, M., Mailler R., Peyre Lavigne, M., Nour, I., Meche, P., Azimi S., Rocher, V., & T. Chaussadent (2020) Détérioration des matériaux cimentaires dans les ouvrages de nitrification des stations d'épuration. *Matériaux et Techniques* 108, 306. <https://doi.org/10.1051/mattech/2020030>

Nguyen, V.H., Colina, H., Torrenti, J.M., Boulay, C., & B. Nedjar, (2007) Chemo-mechanical coupling behaviour of leached concrete Part I: Experimental results. *Nuclear Engineering and Design* 7.

Norme FD P18-011 Mars 2016. Béton - Définition et classification des environnements chimiquement agressifs - Recommandations pour la formulation des bétons.

Water Framework Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of the 16 December 2008 establishing a framework for Communities action in the field of water policy, Official Journal of the European Communities, L348, 24 December 2008, 84-97.