

# Exploitation des unités de biofiltration des eaux résiduaires urbaines. Gestion des périodes d'arrêt

V. Rocher, C. Paffoni, A. Gonçalves,  
SIAAP Direction du Développement  
et de la Prospective

S. Azimi, SIAAP - Usine Seine Centre  
V. Legaigneur, SIAAP - Usine Seine Grésillons

## ABSTRACT

**Operation of urban wastewater biofiltering units.**

**Management of shut-down periods.**

*Wastewater treatment through biofilters is a commonly adopted technology in most of the sewage plants existing in the Paris area. As that process has developed within the Paris plants, the SIAAP engineers were induced to investigate the fine details and complexities associated with the running of these attached growth systems. In that context, the management of biofilter shut-down periods was examined. These transient periods, in which the biofilter becomes a closed reactor (no input of substrates and no water replacement), can bring about significant biological upsets which are liable to jeopardize the future restart of the facilities. This paper, which was drafted relying on the expertise gained through shut-downs of our plants, will then come up with a management strategy for these shut-down periods.*

*Key-words: biofilters, wastewaters, wastewater treatment plants.*

Le traitement des eaux par biofiltration est une technologie intégrée dans la plupart des stations d'épuration implantées en région parisienne. Le développement de ce procédé au sein des usines parisiennes a incité les équipes du SIAAP à étudier les finesses et les difficultés liées à l'exploitation de ces cultures fixées. Dans ce contexte, une étude sur la gestion des périodes d'arrêt des biofiltres a été menée. Ces périodes transitoires, durant lesquelles le biofiltre est transformé en un réacteur fermé (absence d'apport de substrats et pas de renouvellement de l'eau), peuvent être à l'origine de déséquilibres biologiques importants susceptibles de compromettre le re-démarrage futur des installations. Cet article, rédigé en s'appuyant sur l'expérience acquise lors des arrêts de nos installations, propose donc une stratégie de gestion de ces périodes d'arrêt.

L'évolution réglementaire concernant la qualité des eaux rejetées dans le milieu naturel a conduit au développement de procédés de traitement de plus en plus efficaces. Ainsi, de nombreuses stations d'épuration intègrent aujourd'hui des unités de biofiltration dans leur filière de traitement des eaux. Cette technologie combine les processus d'épu-

ration physique et biologique par l'utilisation d'un matériau filtrant immergé sur lequel se fixent les populations bactériennes qui vont participer à la dégradation de la pollution. Les avantages de ces systèmes biologiques résident dans leur caractère intensif (faible temps de séjour), leur modularité (configuration de traitement

*Mots-clés : Biofiltration, eau usée, exploitation, station d'épuration.*

adaptée au débit accepté sur l'usine) et, surtout, leur faible emprise au sol. Ces atouts font des biofiltres une solution alternative aux boues activées parfaitement adaptée aux stations d'épuration implantées dans les zones urbaines où la pression immobilière est forte. Ainsi, le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP), en charge de la collecte, du transport et de l'épuration des eaux usées en agglomération parisienne, a intégré cette technologie dans la plupart de ses usines. Parallèlement à ce développement industriel, les ingénieurs et chercheurs du SIAAP ont étudié ce procédé à l'échelle du pilote, du prototype et même de la station d'épuration. Ces travaux de R & D ont permis de cerner les performances épuratoires et les limites de ce procédé de traitement des eaux (Azimi et al., 2009 ; Azimi et al., 2007 ; Lesnard et al., 2008 ; Paffoni et Payraudeau, 1998 ; Payraudeau et al., 2000 ; Rocher et al., 2008 ; Rocher et al., 2007 ; Rocher et al., 2006 ; Samie et al., 2009). Aujourd'hui, et après plus de 10 ans de gestion d'usines intégrant des biofiltres, il a été décidé de dresser des retours d'expérience sur l'exploitation des biofiltres. Ces retours d'expérience, menés en collaboration avec les exploitants des usines, visent à apporter des informations techniques sur les finesse et difficultés liées à l'exploitation des unités de biofiltration.

Dans ce contexte, une étude sur la gestion des arrêts des unités de biofiltration a été entreprise. Les arrêts, qui peuvent être opérés pour diverses raisons (maintenance des ouvrages, chômage général de l'usine, etc.) ont, en effet, été identifiés comme un point sensible de l'exploitation des biofiltres. Durant ces périodes transitoires, un ensemble de processus biologiques (lyse bactérienne, fermentation, nitrification, dénitrification, etc.) sont susceptibles de se produire au sein des massifs filtrants ; ces mécanismes réactionnels aérobie, anoxiques ou anaérobies modifiant fortement les conditions physico-chimiques du milieu (pH, potentiel d'oxydo-réduction, température, etc.). Les conditions peuvent alors devenir inadaptées au maintien d'une biomasse épuratrice efficace, compliquant et ralentissant le redémarrage futur des biofiltres. Et surtout, des problèmes sanitaires vis-à-vis du personnel en charge de

l'exploitation de ces ouvrages peuvent être engendrés par la modification des conditions physico-chimiques du milieu. Le risque principal réside dans les éventuelles émanations gazeuses (hydrogène sulfuré, méthane ou dioxyde de carbone) liées aux processus bactériens anaérobies.

Cet article, rédigé en s'appuyant sur l'expérience acquise lors de l'exploitation de la station Seine Centre (Colombes, 800 000 eq.habitants) a un double objectif. D'une part, il vise à décrire précisément l'ensemble des processus biologiques susceptibles d'intervenir lors de l'arrêt des biofiltres et, d'autre part, à proposer une stratégie d'arrêt permettant de gérer au mieux cette période transitoire.

### Synopsis des problèmes liés aux arrêts des biofiltres

Les massifs filtrants des unités de biofiltration sont colonisés par une biomasse épuratrice qui participe à la dégradation de la pollution véhiculée dans les eaux à traiter. Le type de biomasse dépend des conditions de fonctionnement du biofiltre. Ainsi, la présence de carbone organique et d'oxygène dissous dans le milieu sera propice au développement des bactéries hétérotrophes aérobies dégradant la pollution carbonée. En revanche, une absence de carbone organique biodégradable, couplée à la présence d'oxygène, favorisera le développement d'une biomasse autotrophe nitrifiante capable d'utiliser une source de carbone minérale et l'azote ammoniacal comme

source d'énergie. Enfin, dans des conditions d'anoxie, la présence de carbone organique sera favorable à l'apparition et au maintien de bactéries hétérotrophes aérobies facultatives capables d'utiliser les formes oxydées de l'azote comme oxydant lorsque l'oxygène dissous fait défaut. La quantité de biomasse présente au sein des massifs est, elle aussi, étroitement liée aux conditions de fonctionnement des biofiltres et, en particulier, à la charge appliquée en substrats. Il existe un équilibre dynamique entre la quantité de substrats disponible dans le milieu interstitiel et la quantité de bactéries présente dans le massif. Après une période d'adaptation, l'augmentation de la charge appliquée en carbone ou azote se traduira par un développement important de la biomasse épuratrice alors qu'une diminution de la charge appliquée en substrats induira une réduction de la quantité de biomasse épuratrice.

L'équilibre existant entre les substrats et la biomasse est rompu dès lors que les biofiltres ne sont plus alimentés en eau à traiter. La carence nutritionnelle induite par l'arrêt de l'alimentation s'accompagne logiquement d'une diminution du taux de croissance des bactéries et d'une intensification des phénomènes de lyse bactérienne. Cette lyse libérera dans le milieu des nutriments carbonés, azotés et phosphorés qui pourront être partiellement utilisés par la biomasse présente dans le massif. Les processus dans lesquels vont être impliqués les molécules issues de la lyse bactérienne

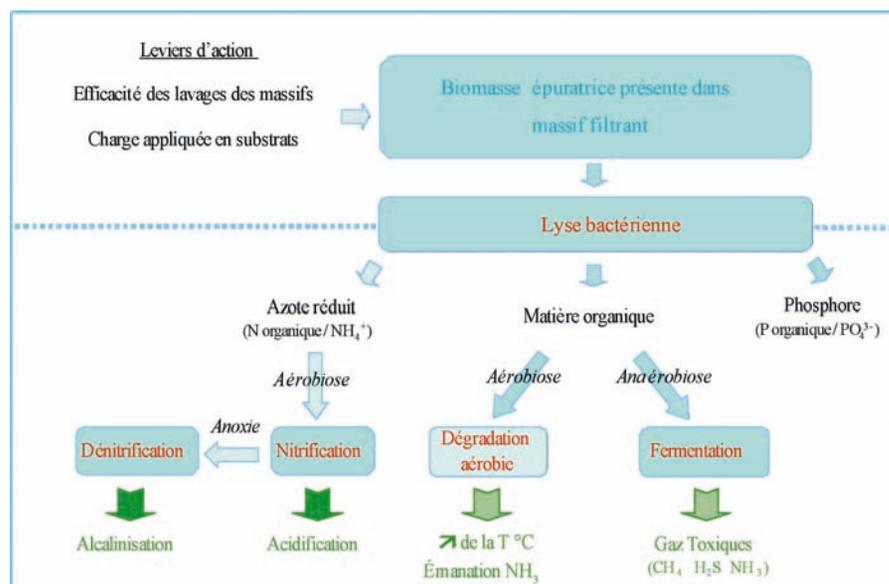


Figure 1 : Synopsis des processus biologiques mis en jeu au sein des massifs filtrants lors des périodes d'arrêt.

différent en fonction des conditions d'aération et du type de biomasse initialement présente dans le massif. La figure 1, qui présente un synopsis de ces différents processus, montre clairement que ces mécanismes réactionnels provoqueront des modifications des conditions physico-chimiques du milieu (alcalinisation, acidification, augmentation des températures) et pourront même être à l'origine d'émanations gazeuses toxiques.

La gestion optimisée des périodes d'arrêt doit permettre, d'une part, de maintenir des conditions physico-chimiques compatibles avec la survie d'une biomasse épuratrice active et avec la préservation de l'intégrité de l'ouvrage de traitement (structures bétonnées/matériaux filtrants) et, d'autre part, d'éviter les productions biologiques de gaz toxiques ( $H_2S$ ,  $CH_4$ ,  $NH_3$ ). Cet objectif ne pourra être atteint que si les biofiltres ont été préparés à la période d'arrêt et qu'un suivi régulier des conditions physico-chimiques du milieu lors de la phase d'arrêt est assuré. Dans la suite de cet article, ces deux aspects seront successivement abordés.

## Préparation de l'arrêt des biofiltres

### Objectif de la préparation

La modification des conditions physico-chimiques du milieu et les éventuelles émissions de gaz toxiques sont les conséquences des processus biologiques d'élimination des nutriments carbonés, azotés et phosphorés issus de la lyse de la biomasse épuratrice restant dans le massif filtrant. L'intensité des processus biologiques mis en jeu dans le biofiltre sera corrélée à cette quantité de biomasse résiduelle. Ainsi, la période de préparation de l'arrêt devra permettre de minimiser au maximum la masse de biomasse présente dans le massif, en particulier si la phase d'arrêt des biofiltres dépasse plusieurs jours.

### Stratégie de préparation de l'arrêt

Deux principaux leviers d'exploitation peuvent être actionnés pour limiter la quantité de biomasse résiduelle : (1) une diminution des charges appliquées en substrats et (2) une intensification et une optimisation des cycles de lavage des biofiltres.

**Agir sur les charges appliquées :** Les

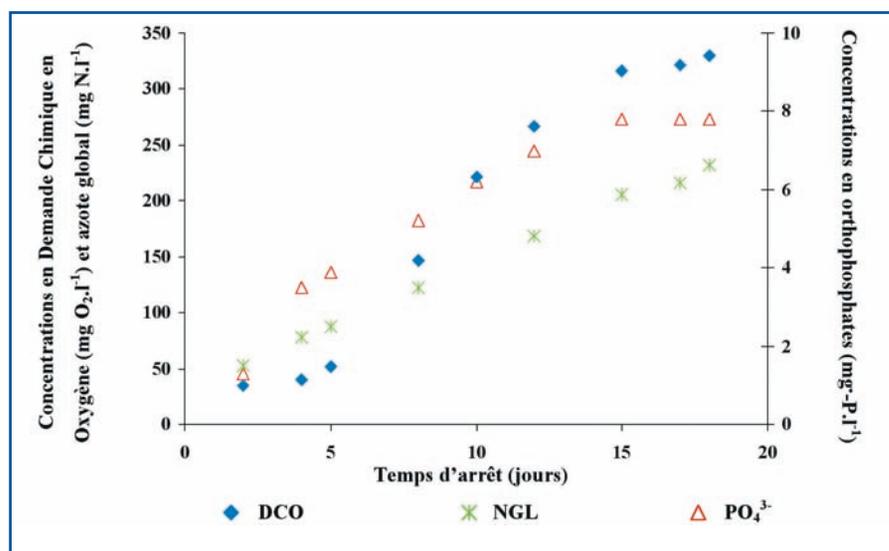


Figure 2 : évolution des concentrations en demande chimique en oxygène, azote global et orthophosphates dans la lame d'eau d'un biofiltre arrêté et aéré en continu (Biofiltre nitrifiant – Arrêt 2004).

charges appliquées en carbone et/ou azote peuvent être réduites en limitant l'alimentation en eau des biofiltres. Cette diminution du débit doit néanmoins être compatible avec un fonctionnement correct et performant des ouvrages. En particulier, il faut s'assurer, qu'au cours de cette phase de faible alimentation, les débits transversiers minimum soient respectés et que les réserves d'eau traitée restent suffisantes pour permettre les lavages efficaces des massifs. Dans ce but, une partie des eaux traitées pourra être re-circulée en tête des biofiltres afin de compenser la baisse de débit liée à la réduction de l'alimentation en eau à traiter. La mise en place de cette solution technique suppose cependant que la configuration hydraulique de l'installation permette la re-circulation des effluents.

**Agir sur les cycles de lavage :** Le lavage des biofiltres constitue le second levier d'exploitation permettant d'agir sur la quantité de biomasse résiduelle. Le lavage consiste en une injection alternée d'air et d'eau au sein du massif filtrant qui crée un phénomène d'attrition entre les grains. En fonctionnement normal, les cycles de lavage provoquent le décrochage de la biomasse excédentaire tout en maintenant une population active sur le support ; le lavage permettant un retour à la perte de charge dite initiale qui traduit l'état d'ensemencement du filtre en début de cycle de filtration. Lors de la phase de préparation de l'arrêt, la gestion des lavages doit être réfléchie de manière à augmenter les quantités de biomasse décrochées. L'exploitant pourra, si l'installation le permet, modifier les cycles de lavage ; une intensification des injections d'air et d'eau rendant le lavage plus

énergique et, par conséquent, plus efficace. Ces lavages spéciaux pourront être répétés pour évacuer le plus de biomasse possible. Par expérience, il semble que la succession de 2 lavages soit suffisante pour éliminer l'essentiel de la biomasse. En prévision d'un arrêt de longue durée, ce nombre pourra cependant être plus important. Par ailleurs, il peut être envisagé de faire subir un stress anaérobie à la biomasse épuratrice avant d'entreprendre les séquences de lavage. Dans ces conditions stressantes (carence en substrats, absence d'oxydant), le film bactérien, dont la cohésion est assurée par un réseau de polymères extracellulaires sécrétés par les bactéries, est fragilisé. Le biofilm devient alors moins résistant à l'augmentation des forces de cisaillement induites lors des lavages. Cependant, s'il est certain que l'aménagement de périodes de stress anaérobie avant les cycles de lavage favorisera le détachement de la biomasse épuratrice, il est difficile d'estimer la durée optimale de cette phase anaérobie. Cette période doit être suffisamment longue pour améliorer sensiblement l'efficacité des lavages mais pas excessive pour limiter les effets négatifs de l'anaérobiose (émanation de gaz toxiques).

## Gestion de la période d'arrêt

### Processus biologiques mis en jeu

#### Lyse bactérienne

Lors de l'arrêt, la biomasse épuratrice n'est plus alimentée en nutriments. La limitation des apports nutritifs provoque une intensification de la lyse cellulaire qui induit une réduction de la population bactérienne présente dans le massif. Ce phénomène

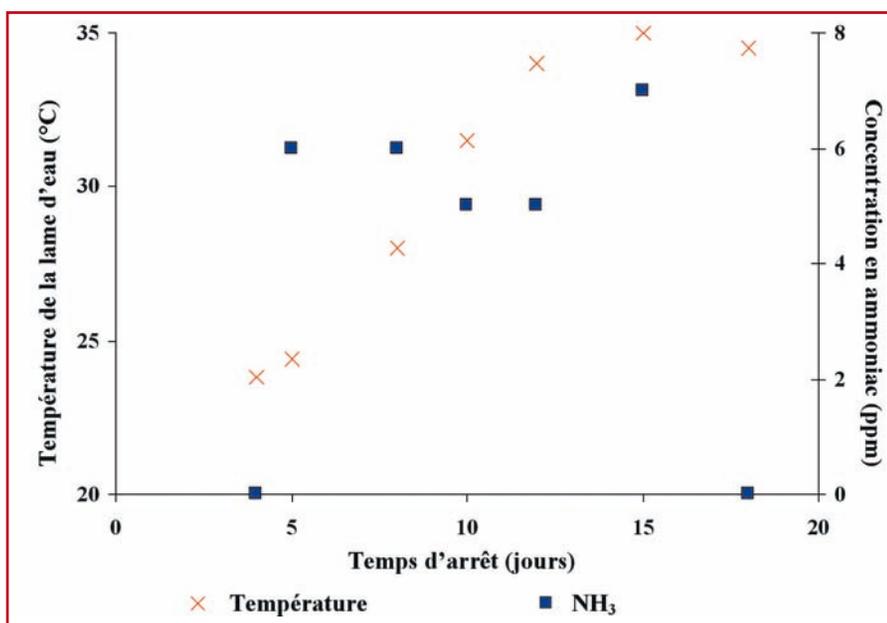


Figure 3 : évolution de la température de la lame d'eau et des concentrations en ammoniac dans le ciel gazeux d'un biofiltre arrêté et aéré en continu (biofiltre dénitrifiant – Arrêt 2005).

se traduit par un enrichissement du milieu en carbone, azote et phosphore dans la mesure où ces éléments sont constitutifs du matériel cellulaire.

Plus précisément, le carbone, l'azote et le phosphore représentent respectivement 40-60 %, 8-12 % et 1-2,5 % du poids sec des micro-organismes (Henze et al., 1997 ; Metcalf et Eddy, 2003).

La figure 2 illustre parfaitement le phénomène de libération d'éléments nutritifs dans le milieu lors des phases d'arrêt des biofiltres. Dans le cas de ce biofiltre nitrifiant, les concentrations en demande chimique en oxygène (DCO), en azote global (NGL) et en orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) dans la lame d'eau baignant le biofiltre augmentent sensiblement au cours de l'arrêt. En moins de 20 jours, les concentrations en NGL et  $\text{PO}_4^{3-}$  sont multipliées d'un facteur 4 à 6 et les concentrations DCO sont décuplées.

L'augmentation sensible de la DCO est logique dans la mesure où la biomasse autotrophe, majoritaire au sein des biofiltres nitrifiants, ne consomme pas le carbone organique libéré lors de la lyse bactérienne.

### Processus de dégradation de la matière organique

La matière organique libérée dans le milieu lors des processus de lyse bactérienne va être partiellement dégradée par les micro-organismes présents dans le massif filtrant. La nature des processus de dégradation qui vont être mis en jeu dépend des conditions physico-chimiques appliquées et, en particulier, de la présence ou non d'oxygène.

#### Processus de dégradation aérobie

Le maintien de conditions aérobies au sein des massifs, assuré par des injections d'air, permet aux micro-organismes de décomposer la matière organique par voie aérobie. Cette décomposition est efficace et rapide dans la mesure où les conditions qui règnent dans le biofiltre sont, au début de la période d'arrêt, favorables à l'activité microbienne : présence des principaux nutriments (carbone, azote, phosphore), forte hydratation et oxygénation favorisée par la structure poreuse du massif filtrant. Ce mode de dégradation de la matière organique est fortement exothermique. À titre d'exemple, la dégradation d'une mole de glucose libère une quantité d'énergie d'environ 6350 kilo-Joules lorsque le processus est aérobie et seulement 632 kilo-Joules lorsque le processus est anaérobie (Finger et al., 1976 ; Haug, 1993 ; Mustin, 1987 ; Pirt, 1978). Compte tenu de son caractère exothermique, l'oxydation biologique de la matière organique s'accompagne d'une augmentation de la température au sein du biofiltre. Cet échauffement a été observé lors de l'arrêt des biofiltres dénitrifiants de la station Seine Centre en 2005 (figure 3). La température des eaux baignant le biofiltre s'est accrue de 10 °C en dix jours, atteignant une température de 35 °C. La forte augmentation mesurée dans la lame d'eau indique que les températures atteintes au cœur du massif devaient être plus élevées. Ce phénomène d'échauffement est encore plus marqué dans le cas de biofiltres qui, pour des raisons techniques, ont été vidangés de leur eau. Dans ces conditions, le massif filtrant, qui présente des

espaces lacunaires suffisants pour l'oxygénation partielle des micro-organismes, est le siège d'un véritable processus de compostage. La faible dissipation du flux calorifique induit un échauffement du massif filtrant pouvant aller jusqu'à 70 °C. L'atteinte de ces températures extrêmes, qui ne sont pas compatibles avec le maintien de la biomasse épuratrice active, a pour conséquence de ralentir et compliquer le re-démarrage des biofiltres.

Outre l'élévation de température, la décomposition aérobie de la matière organique peut être à l'origine d'émanations d'ammoniac. Les émissions d'ammoniac ont principalement lieu lors de la phase de dégradation intense (phase de montée en température) qui s'accompagne d'une augmentation du pH (Francou, 2007 ; Mustin, 1987). Cette alcalinisation du milieu induit une transformation de l'ammonium, issu de la minéralisation de l'azote organique libéré lors de la lyse bactérienne, en ammoniac volatil. Ce phénomène a été observé lors de la période d'arrêt des biofiltres dénitrifiants en 2005 (figure 3) durant laquelle les phénomènes d'élévation de température et d'émanation d'ammoniac se sont opérés conjointement ; les concentrations dans le ciel gazeux ayant atteint 8 ppm (Valeur Limite d'Exposition Professionnelle 10 ppm [8h] – 20 ppm [court terme] (INRS, 2007)).

#### Processus de dégradation anaérobie

En absence d'injection d'air, le milieu devient anaérobie et, par conséquent, très réducteur. Le potentiel d'oxydo-réduction, aussi appelé potentiel rédox, peut chuter jusqu'à des valeurs de -200 / -300 mV. La figure 4 qui présente l'évolution du potentiel rédox dans les eaux baignant un biofiltre destiné au traitement secondaire du carbone illustre parfaitement ce phénomène. La limitation importante de l'aération au début de la période d'arrêt (20 minutes d'aération toutes les 4 heures à une intensité de 300  $\text{Nm}^3/\text{h}$ , soit 0,05-0,1  $\text{Nm}^3$  air /  $\text{m}^3$  de matériau/h) a entraîné une diminution marquée du potentiel rédox. En moins de 10 jours, ce dernier est passé de 150 à 0 mV. De plus, il convient de souligner qu'il s'agit du potentiel rédox mesuré dans les eaux prélevées au-dessus du biofiltre et il est donc vraisemblable que les conditions soient fortement réductrices au cœur du massif filtrant.

Lorsque le milieu est réducteur, la matière

organique est exclusivement dégradée par digestion anaérobie. Très schématiquement, ce processus biologique complexe peut être décomposé en quatre étapes : (1) l'hydrolyse, (2) l'acidogénèse, (3) l'acétogénèse et (4) la méthanogénèse. L'hydrolyse consiste en la dégradation des macro-molécules (protéines, polysaccharides, lipides, etc.) en composés plus simples (acides aminés, sucres simples, acides gras, glycérol). Au cours de l'acidogénèse, ces molécules simples sont métabolisées par des micro-organismes fermentaires pour produire principalement des acides gras volatils et des alcools. Les bactéries réductrices acétogènes transforment ensuite les composés issus des phases précédentes en précurseurs directs du méthane : l'acétate, l'hydrogène et le dioxyde de carbone. En présence de composés soufrés oxydés, l'activité des bactéries sulfato-réductrices se combine à celle des bactéries réductrices acidogènes et peut conduire à la production d'hydrogène sulfuré. La dernière étape, dite de méthanogénèse, consiste à transformer l'acétate, l'hydrogène et le dioxyde de carbone en méthane. Pour cela, il existe deux grandes voies de synthèse faisant chacune appel à des archées anaérobies strictes : (1) les méthanogénèses acétoclastes ( $\text{acétate} + \text{H}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$ ) et (2) les méthanogénèses hydrogénotrophes ( $\text{CO}_2 + 4 \text{H}_2 \rightarrow 2 \text{H}_2\text{O} + \text{CH}_4$ ) (Bougrier, 2005). Globalement, les deux principaux gaz produits lors de ce processus biologique complexe sont le méthane (60-65 %) et le dioxyde de carbone (35-40 %) (Degrémont, 2005). Le déroulement de la fermentation anaérobie au sein d'un massif filtrant induira donc une élévation des concentrations de ces deux gaz dans le ciel gazeux au-dessus du biofiltre. À titre d'illustration, des concentrations en méthane de 3-4 ppm ont déjà été mesurées dans le ciel gazeux de biofiltres peu aérés pendant une longue période (20-30 jours). Les risques d'explosion ou d'incendie liés à la production de méthane dans les biofiltres arrêtés sont cependant infimes dans la mesure où les limites d'explosivité de ce gaz sont relativement élevées (Limites inférieure et supérieure d'explosivité respectivement de 5 et 15 % du volume d'air (INERIS, 2006)). En revanche, l'émanation de gaz est susceptible d'appauvrir l'atmosphère en oxygène et d'exposer les agents au risque d'asphyxie.

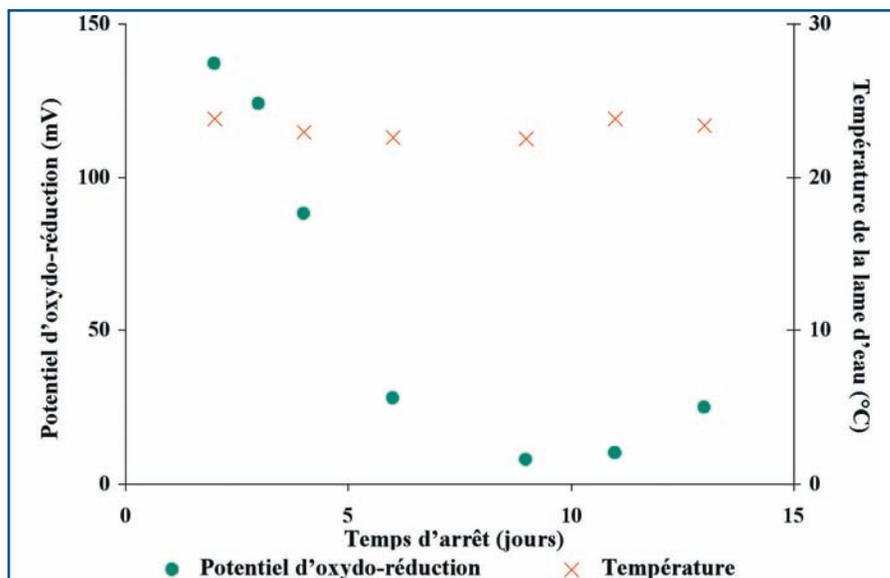


Figure 4 : évolution du potentiel rédox et de la température de la lame d'eau d'un biofiltre arrêté et très faiblement aéré (biofiltre traitant le carbone - Arrêt 2006).

Cet appauvrissement est principalement imputable au dioxyde de carbone dont la densité est supérieure à celle de l'air et qui s'accumule naturellement dans les parties basses des installations. Enfin, il est indispensable d'assurer un suivi régulier des concentrations en hydrogène sulfuré et de monoxyde de carbone dans le ciel gazeux ; la toxicité de ces deux composés étant particulièrement importante ( $\text{H}_2\text{S}$  : VLE / VME = 10 / 5 ppm et  $\text{CO}$  : VLE = 50 ppm (INRS, 1996 ; INRS, 1997)).

#### Processus de transformation de la pollution azotée

La lyse cellulaire qui s'opère au sein des massifs non alimentés en substrats libère des quantités importantes d'azote. Cet azote, exclusivement libéré sous forme réduite (azote organique/azote ammoniacal), constitue un substrat utilisable par la biomasse résiduelle. Le type de processus de transformation biologique de ces nutriments azotés va dépendre de la nature de la biomasse présente dans le massif mais aussi, et surtout, des conditions d'aération appliquées. Ainsi, les conditions aérobies seront favorables à l'activité nitrifiante, c'est-à-dire à l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal, alors que le maintien de conditions anoxiques sera propice à l'activité dénitrifiante, c'est-à-dire la réduction biologique de l'azote nitrique en di-azote gazeux. Ces métabolismes bactériens vont impacter de manière importante et opposée la qualité physico-chimique du milieu et, en particulier, son alcalinité. Ces processus biologiques doivent donc être contrôlés et maîtrisés afin d'éviter les pH

extrêmes dans le massif filtrant incompatible avec le maintien d'une biomasse épuratrice active. Les bactéries épuratrices, comme la plupart des organismes bactériens, ne tolèrent pas les pH supérieurs à 9,5 et inférieurs à 4,0 ; le pH optimal pour leur croissance se situant entre 6,5 et 7,5 (Metcalf et Eddy, 2003). Outre l'impact biologique, une acidification excessive du milieu peut accélérer la corrosion des structures bétonnées et des pièces métalliques présentes au sein des ouvrages. L'environnement est généralement considéré comme agressif pour le béton à partir d'un pH inférieur à 5,5 et très fortement agressif lorsque le pH est inférieur à 4.

#### Processus de nitrification

Le processus de nitrification, réalisé par des bactéries nitrifiantes en présence d'oxygène dissous, s'effectue en deux étapes successives : la nitritation ( $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$ ) puis la nitratisation ( $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ ). Les bactéries appartenant aux genres *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* et *Nitrosorobrio* sont responsables de la nitritation tandis que la nitratisation est réalisée par des bactéries appartenant aux genres *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrospina* et *Nitrooystis*. Ces genres de bactéries sont aérobies strictes, chimio-litotrophes obligatoires, utilisant l'oxydation de leurs substrats minéraux comme seule source d'énergie et le carbone minéral comme source exclusive de carbone (Martin, 1979). Les réactions biochimiques d'oxydation de l'ammonium à l'origine de la production énergétique et le processus de synthèse cellulaire consomment l'alca-

linité du milieu. Si l'on se réfère à l'équation 1 représentative du phénomène global de nitrification incluant l'oxydation biologique de l'ammonium et la synthèse cellulaire, on note que pour chaque gramme d'azote ammoniacal ( $N-NH_4^+$ ) consommé, 4,25 g d' $O_2$  sont utilisés, 7,07 g d'alcalinité, sous forme de  $CaCO_3$ , sont consommés et 0,08 g de carbone inorganique sont utilisés pour la formation de nouvelles cellules, dont la masse est évaluée à 0,16 g.

Lorsque des biofiltres nitrifiants sont arrêtés et maintenus en aérobiose, la nitrification est le processus biologique prépondérant au sein du massif. L'évolution de l'alcalinité du milieu est alors essentiellement dépendante de l'activité métabolique des bactéries nitrifiantes. Il est même possible d'établir une relation mathématique, de type logarithmique, entre les concentrations en nitrates dans la lame d'eau et le pH :  $Log(N-NO_3^-) = -a pH + Constante$ . Bien entendu, le coefficient peut varier

phique souligne que, dans le cas de ces biofiltres, la situation devient critique dès lors que les concentrations en nitrates de la lame d'eau dépassent les 80 mg  $N.l^{-1}$ , le pH correspondant étant de 5,5.

#### Processus de dénitrification

La dénitrification est le mécanisme qui permet aux bactéries hétérotrophes – vis-à-vis du carbone – aérobies facultatives de couvrir leurs besoins énergétiques à partir de l'azote nitrique lorsque l'oxygène dissous fait défaut ; les nitrates jouant alors le rôle d'accepteur d'électrons à la place de l'oxygène (Boeglin, 1998 ; Deronzier et al., 2001). Lors de ce processus biologique, les nitrates sont successivement réduits en nitrites ( $NO_2^-$ ), en oxydes nitriques (NO), en oxydes nitreux ( $N_2O$ ) et en di-azote ( $N_2$ ). Contrairement à la nitrification, le processus de dénitrification biologique induit une production d'alcalinité dans le milieu réactionnel. Si l'on se réfère à l'équation 2 représentative du phénomène global de dénitrification incluant la réduction biologique de l'azote nitrique et la synthèse cellulaire, on note que pour chaque gramme d'azote nitrique éliminé ( $N-NO_3^-$ ), 3,57 g d'alcalinité, sous forme de  $CaCO_3$ , sont produits et 2,36 g de carbone organique sont

#### Equation globale de la nitrification (production énergétique + synthèse cellulaire)



\*Formule généralement employée pour représenter la matière vivante (Martin, 1979 ; Metcalf et Eddy, 2003)

Hypothèse : azote ammoniacal comme unique source d'azote pour la synthèse cellulaire

#### Équation 1 : équation stoéchiométrique de la nitrification biologique (tiré de Metcalf et Eddy [2003] et Crites et Tchobanoglous [1998]).

Le bilan global de la nitrification souligne la nécessité de limiter le déroulement de ce processus biologique au sein des massifs filtrants à l'arrêt pour éviter une acidification excessive du milieu. Ce problème a notamment été rencontré lors de l'arrêt des unités de nitrification de la station Seine Centre en 2006. Au cours de cet arrêt, une aération alternée du matériau (phases d'aération de 20-30 minutes toutes les 4-6 heures à une intensité de 600  $Nm^3/h$ ) a été maintenue pendant plus de 20 jours. Cette procédure d'aération introduisait dans le massif un volume moyen d'air de 0,1-0,25  $Nm^3$  air/ $m^3$  de matériau/h et permettait le maintien d'une concentration en oxygène dans la lame d'eau au-dessus du massif comprise entre 3 et 6 mg  $O_2.l^{-1}$ . Dans ces conditions, les bactéries autotrophes majoritaires au sein du matériau filtrant ont oxydé l'azote ammoniacal issu de la lyse bactérienne (ammonification de l'azote organique libéré lors de la lyse) induisant une augmentation sensible des concentrations en nitrates dans la lame d'eau. En 20 jours, les concentrations en azote nitrique sont passées de 40-60 mg  $N.l^{-1}$  à plus de 100 mg  $N.l^{-1}$  (figure 5a). Cette nitrification s'est accompagnée d'une acidification importante du milieu. Le pH, neutre au début de la période d'arrêt, a diminué fortement pour atteindre des valeurs critiques de 4-5 au bout d'une quinzaine de jours d'arrêt.

d'une installation à l'autre, notamment en fonction du pouvoir tampon de l'eau baignant le biofiltre à l'arrêt. Dans le cas de la station Seine Centre, cette relation a pu être établie en s'appuyant sur les valeurs de pH et les concentrations en nitrates mesurées dans les biofiltres nitrifiants lors des arrêts de 2004 et 2005 (figure 5b). Ce gra-

#### Equation globale de la dénitrification (production énergétique + synthèse cellulaire)



\*Formule employée pour représenter la matière organique véhiculée dans les eaux usées (Henze et al., 1997)

\*\*Formule généralement employée pour représenter la matière vivante (Martin, 1979 ; Metcalf et Eddy, 2003)

Hypothèse : azote nitrique comme unique source d'azote pour la synthèse cellulaire

#### Équation 2 : équation stoéchiométrique de la dénitrification biologique (tiré de Henze et al., 1997).

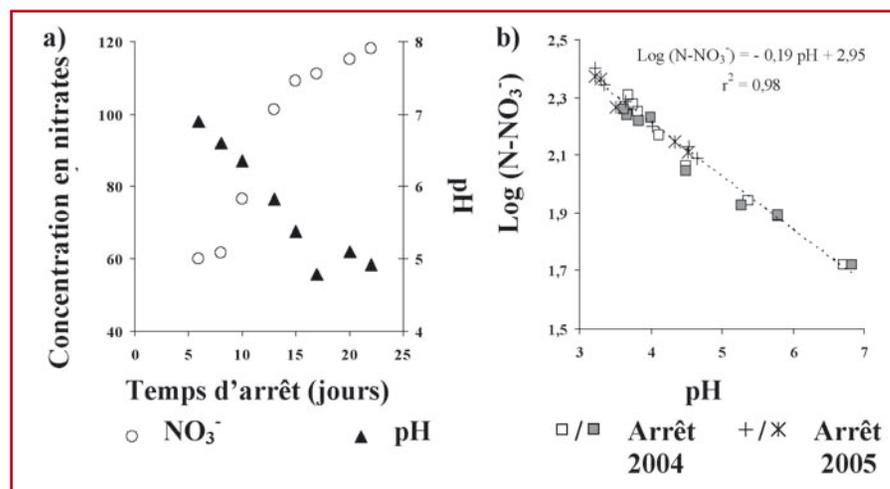
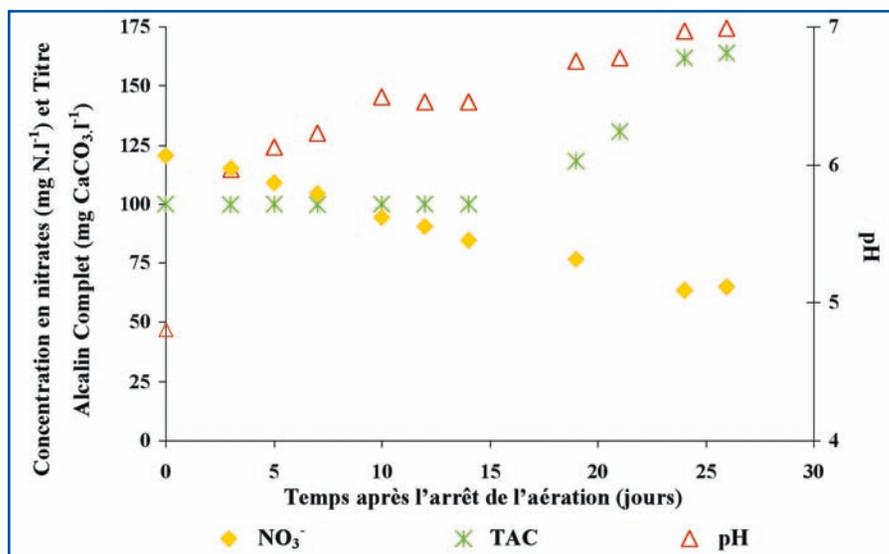


Figure 5 : (a) évolution des concentrations en nitrates et du pH dans la lame d'eau d'un biofiltre aéré (biofiltre nitrifiant – Arrêt 2006) et (b) relation entre la concentration en nitrates et le pH dans la lame d'eau d'un biofiltre aéré (biofiltre nitrifiant – Arrêts 2004-2005).

utilisés pour la formation de nouvelles cellules, dont la masse est évaluée à 2,16 g. L'alcalinisation du réacteur biologique suite à l'installation du processus de dénitrification a été observée lors de l'arrêt de la station Seine Centre en 2006. Lors de cet arrêt, une aération alternée du matériau (aération moyenne de 0,1-0,25 Nm<sup>3</sup> air/m<sup>3</sup> de matériau/h) a été maintenue pendant plus de 20 jours au sein des biofiltres nitrifiants. Cette procédure d'aération a permis l'installation du processus de nitrification ; les concentrations en nitrates dépassant les 100 mg N.l<sup>-1</sup> au bout de 15 jours d'arrêt et le pH atteignant une valeur critique de 5 (figure 5a). L'arrêt de l'aération, décidé au bout d'environ 25 jours, a permis un retour rapide à des conditions d'alcalinité acceptable. En effet, la figure 6 montre que, dès l'arrêt de l'aération, le processus de dénitrification s'installe en s'accompagnant d'une élévation du pH. Une période de 5 jours a été suffisante pour diminuer les concentrations en nitrates de 125 à 100 mg N.l<sup>-1</sup> et, surtout, rétablir un pH de l'ordre de 6. Le retour à la neutralité a été observé au bout de 20-25 jours alors que les concentrations en nitrates dans la lame d'eau n'étaient plus que de 50-70 mg N.l<sup>-1</sup>.

#### Bilan sur la transformation de l'azote

L'évolution de l'alcalinité du milieu réactionnel dépend du type de processus de transformation de l'azote qui va s'instal-



La limite de quantification du Titre Alcalin Complet est de 100 mg CaCO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup>

Figure 6 : évolution de l'alcalinité (pH et TAC) et des concentrations en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans la lame d'eau d'un biofiltre non aéré (Biofiltre nitrifiant - Arrêt 2006).

ler dans le massif à l'arrêt. L'oxydation de l'azote ammoniacal par les populations autotrophes, largement présentes dans les biofiltres nitrifiants, induira une acidification du milieu. À l'inverse, la réduction de l'azote nitrique en di-azote par les populations hétérotrophes, largement présentes dans les biofiltres carbone et dénitrifiant, s'accompagnera d'une élévation du pH. Il convient cependant de souligner que l'alcalinisation du milieu réactionnel liée à la dénitrification (3,57 g CaCO<sub>3</sub> produit/g N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> éliminé) est inférieure à l'acidification liée à la nitrification (7,07 g CaCO<sub>3</sub> éliminé/g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> éliminé). Par conséquent, l'alternance des 2 processus peut ralentir la chute du pH mais le maintien de la neutralité est impossible. Pour chaque gramme

d'azote nitrifié puis dénitrifié, le milieu réactionnel perdra 3,5 g d'alcalinité.

#### Stratégie de gestion de la période d'arrêt

La période d'arrêt doit être gérée par l'exploitant de manière à maintenir au sein du système biologique des conditions physico-chimiques compatibles avec la survie de la biomasse épuratrice et à éviter la production d'émanations de gaz toxiques. Cette stabilisation du système biologique suppose que les nombreux processus biologiques précédemment décrits (dégradation aérobie/anaérobie de la matière organique, nitrification de l'azote ammoniacale, réduction de l'azote nitrique) soient contrôlés et maîtrisés par l'exploitant. Le principal levier disponible pour agir sur ces processus biologiques est l'aération des massifs filtrants. Il s'agit donc de gérer l'aération de manière à alterner les processus biologiques mis en jeu dans le massif et ainsi de limiter la dérive du système biologique. De manière très schématique, la stratégie globale de gestion d'une période d'arrêt peut être scindée en 2 phases distinctes et successives (figure 7).

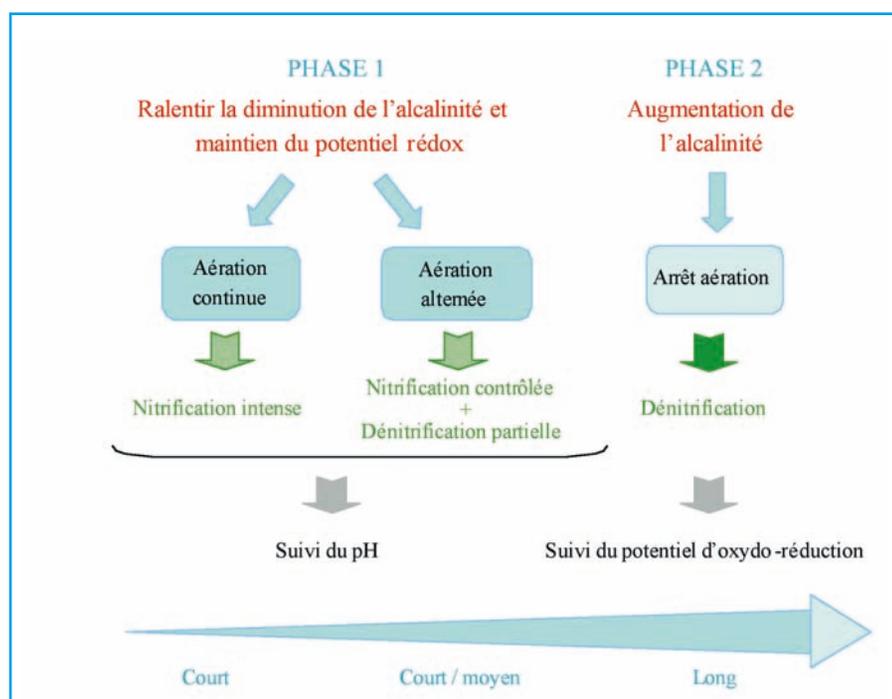


Figure 7 : stratégie globale de gestion de la période d'arrêt des biofiltres.

**Description de la phase 1 :** il s'agit ici d'appliquer une aération suffisante pour maintenir un potentiel rédox élevé, et ainsi éviter l'installation de processus anaérobies, mais pas excessive pour que le biofiltre ne soit pas le siège d'une nitrification intense, très consommatrice en alcalinité. Ce contrôle fin de l'aération est particulièrement important dans le cas des biofiltres nitrifiants colonisés par une biomasse autotrophe.

Lors de cette phase, l'air peut être injecté

dans le massif de manière continue ou discontinue. Une faible aération appliquée en continu (par exemple, 0,5-1 Nm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> de matériau/h) permet de maintenir un potentiel rédox très élevé (> 400 mV) mais les concentrations en oxygène dissous dans le milieu restent relativement élevées (6-8 mg O<sub>2</sub>·l<sup>-1</sup>) et la nitrification est intense. On observe alors une décroissance rapide de l'alcalinité ; un pH de 4 pouvant être atteint en 5-10 jours. Ce mode d'aération en continu est donc généralement réservé aux arrêts de quelques jours. Dans le cas d'arrêts de plus longue durée, on privilégiera un mode de gestion alterné de l'aération. L'aération alternée consiste à aménager des plages d'aération d'environ 30 minutes toutes les 2 à 6 heures. Pour les biofiltres nitrifiants, l'intensité de l'aération est généralement réglée de manière à atteindre une aération moyenne d'environ 0,1-0,2 Nm<sup>3</sup> air/m<sup>3</sup> de matériau/h (par exemple, 20 minutes à 600 Nm<sup>3</sup> air/h toutes les 6 heures). L'alternance des périodes aérées et non aérées permet de maintenir un potentiel rédox d'environ 40 mV dans la lame d'eau tout en ralentissant la décroissance du pH liée à la nitrification par une limitation de la concentration en oxygène dans le milieu réactionnel. Il est même vraisemblable que le milieu réactionnel puisse devenir anoxique dans les couches profondes du massif au cours des périodes séparant les phases d'aération. L'apparition temporaire et localisée de ces conditions anoxiques permettra alors l'installation du processus de dénitrification dans le massif. Cependant, cette dénitrification biologique ne sera pas suffisante pour éviter un enrichissement du milieu en nitrates et ne compensera que partiellement la perte d'alcalinité induite par la nitrification. Par expérience, on estime que, dans le cas d'une aération alternée optimisée, les biofiltres nitrifiants peuvent être maintenus à l'arrêt pendant environ 20 jours. Suite à ce délai, le pH aura atteint les valeurs limites de 4-4,5 et le passage en phase 2, non aérée, devra être envisagé. Dans le cas de biofiltres carbone et dénitrifiant, essentiellement colonisés par des populations hétérotrophes, des volumes plus importants d'air peuvent être injectés sans risquer l'installation d'une nitrification intense. Par expérience, on estime qu'une aération alternée réglée de manière à atteindre une aération

moyenne de 0,3-0,4 Nm<sup>3</sup> air/m<sup>3</sup> de matériau/h (par exemple, 30 minutes à 400 Nm<sup>3</sup> air/h toutes les 2 heures) permet le maintien d'un potentiel rédox de 50-100 mV sans induire de chute de pH.

**Description de la phase 2 :** L'objectif de la 2<sup>nd</sup>e phase, initiée lorsque le pH du milieu réactionnel atteint les valeurs critiques de 4-4,5, est de rétablir un pH compatible avec la survie de la biomasse épuratrice. Lors de cette phase, l'aération est arrêtée afin d'assurer le retour à des conditions anoxiques propices à l'installation de la dénitrification. L'élimination des nitrates présents dans le milieu réactionnel se traduit par une production rapide d'alcalinité puisqu'une période de 5-10 jours est généralement suffisante pour rétablir un pH supérieur à 6. En revanche, l'arrêt de l'aération induit aussi une baisse du potentiel rédox. Le milieu peut devenir très rapidement réducteur et des gaz de fermentation peuvent être émis. Il est donc primordial d'assurer un suivi régulier du potentiel rédox dans le milieu interstitiel, ou à défaut, dans la lame d'eau baignant le massif. Dans le cas d'un suivi de la lame d'eau, il faut être vigilant à partir de valeurs de 10-20 mV qui indiquent que les conditions sont probablement très réductrices au cœur du massif. Dans ce cas, un retour temporaire à une aération alternée (phase 1), doit être envisagé afin de ré-oxygéner le milieu réactionnel et ainsi ré-augmenter le potentiel rédox.

## Conclusions

Le traitement biologique par biofiltration, caractérisé par son extrême compacité, est une technologie intégrée dans de nombreuses stations d'épuration et, en particulier, celles implantées en zones urbaines. Ainsi, la majeure partie des eaux usées générées en Ile-de-France est actuellement traitée dans des usines équipées de biofiltres. Le développement important de cette technologie au sein des installations parisiennes a incité les équipes d'ingénieurs et chercheurs du SIAAP à entreprendre des études visant, d'une part, à mieux cerner les performances et les limites de ce procédé et, d'autre part, à apporter des informations techniques sur les finesses et les difficultés liées à l'exploitation de ces cultures fixées. Cette synthèse technique, qui concerne de

la gestion des périodes d'arrêt des biofiltres, fait partie de ces retours d'expérience sur l'exploitation de ce procédé.

L'arrêt des biofiltres, qui peut être décidé pour diverses raisons techniques, perturbe fortement l'équilibre du système biologique. La coupure de l'alimentation en eau induit une carence nutritionnelle qui provoque une intensification de la lyse bactérienne. Cette lyse cellulaire libère dans le milieu des éléments nutritifs susceptibles d'être utilisés par la biomasse encore présente dans le massif. La métabolisation de ces nutriments par la biomasse résiduelle induit une modification des conditions physico-chimiques du milieu (pH, potentiel rédox, températures) et peut même être à l'origine d'émanations de gaz toxiques. Le type de processus biologique dans lequel vont être impliqués les éléments nutritifs dépendra essentiellement des conditions d'aération appliquées dans le massif à l'arrêt. La gestion optimisée de l'aération doit donc permettre de contrôler ces différents processus de manière à maintenir des conditions physico-chimiques compatibles avec la survie de la biomasse épuratrice et la préservation de l'intégrité de l'ouvrage. De manière très schématique, la stratégie de gestion des périodes d'arrêt proposée dans le cadre de cet article est scindée en 2 phases distinctes et successives. La 1<sup>ère</sup> phase consiste à appliquer une aération suffisante pour maintenir un potentiel rédox élevé, et ainsi éviter les phénomènes de fermentation, mais pas excessive pour que le biofiltre ne soit pas le siège d'une nitrification intense, très consommatrice en alcalinité. Dans cette optique, il est préconisé d'aérer le massif de manière alternée afin de limiter les concentrations en oxygène dissous dans le milieu réactionnel et ainsi ralentir le processus de nitrification. La 2<sup>nd</sup>e phase, qui consiste en un arrêt complet de l'aération, doit être envisagée lorsque le pH du milieu réactionnel atteint les valeurs critiques de 4-5. Cette phase permet de rétablir en quelques jours un pH supérieur à 6 mais induit, en revanche, une baisse du potentiel rédox. Par conséquent, dans le cas d'arrêts de longues durées, il est vraisemblable qu'il soit nécessaire d'envisager des retours temporaires à la phase 1 pour ré-augmenter le potentiel rédox. La gestion optimisée de ces périodes transitoires est essentielle dans l'optique d'un

re-démarrage rapide des installations. Si le déséquilibre du système biologique induit par l'arrêt de l'alimentation en substrats est maîtrisé et que la biomasse épuratrice présente dans le massif ne subit pas de stress trop prononcé (pH extrêmes, longues périodes d'anaérobiose), le retour des

performances épuratoires lors de la remise en eau sera relativement rapide. À l'inverse, une mauvaise gestion de la période d'arrêt durant laquelle la biomasse épuratrice serait soumise à des stress importants, compromettra le re-démarrage des installations.

## Remerciements

Les auteurs remercient Baptiste Julien pour sa contribution importante à ce travail apportée dans le cadre de son stage de fin d'études réalisé au sein de la Direction du Développement et de la Prospective du SIAAP. ■

## Références bibliographiques

- Azimi S., Rocher V., Paffoni C., Gonçalves A. et Gousailles M. (2009). Dynamique de la colonisation du massif filtrant d'une unité de dénitrification des eaux usées par biofiltration. La Houille Blanche, sous presse, 10 pages.
- Azimi S., Rocher V., Paffoni C., Gonçalves A., Winant S., Sturm C., Briand C., Carré F., Legaigreur V. et Gousailles M. (2007). Mesure des pertes de charge au sein du matériau filtrant d'une unité de biofiltration des eaux résiduaires urbaines (Seine Centre - SIAAP). Actes du congrès GRUTTEE - Pau, 4 pages.
- Boeglin J.C. (1998). Traitements biologiques des eaux résiduaires. Techniques de l'ingénieur, J 3 942.
- Bougrier C. (2005). Optimisation du procédé de méthanisation par mise en place d'un co-traitement physico-chimique : application au gisement de biogaz représenté par les boues d'épuration des eaux usées. Thèse de doctorat - INRA, 276 pages.
- Crites R. et Tchobanoglous G. (1998). Small and decentralized wastewater management systems. Mc Graw - Hill, New-York.
- Degremont (2005). Mémento Technique de l'Eau. Tome 1, 10<sup>ème</sup> édition.
- Deronzier G., Schétrite S., Racault Y., Canler J.P., Héduit A. et Duchène P. (2001). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. Document technique FNDAE n° 25, 79 pages.
- Finger S.M., Hatch R.T. et Regan T.M. (1976). Aerobic microbial growth in semisolid matrices: heat and mass transfert limitation. Biotechnology and Bioengineering, 18, 1193-1218.
- Francou C. (2007). Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents. Thèse de doctorat, INRA, 289 pages.
- Haug R.T. (1993). The practical handbook of compost engineering. Lewis publishers.
- Henze M., Harremoës P., La Cour Jansen J. et Arvin E. (1997). Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes. Springer-Verlag, Berlin, 2<sup>nde</sup> Edition, 383 pages.
- INERIS (2006). Étude comparative des dangers et des risques liés au biogaz et au gaz naturel. 34 pages.
- INRS (2007). Fiche toxicologique : ammoniac et solutions aqueuses. 6 pages.
- INRS (1996). Fiche toxicologique : oxyde de carbone. 6 pages.
- INRS (1997). Fiche toxicologique : sulfure d'hydrogène. 6 pages.
- Lessard P., Lamouroux F., Vigne E., Samie G. et Rocher V. (2008). Simulation du comportement d'une station par biofiltration. Congrès annuel de la SCGC (Québec), 10 pages.
- Martin G. (1979). Le problème de l'azote dans les eaux. Technique et Documentation, 279 pages.
- Metcalf et Eddy I. (2003). Wastewater engineering: treatment and reuse. 4<sup>ème</sup> édition, révisée par G. Tchobanoglous, Burton, F. L. et Stensel H. D. Mc Graw Hill.
- Mustin M. (1987). Le compost - Gestion de la matière organique. Editions François Dubusq - Paris, 954 pages.
- Paffoni C. et Payraudeau M. (1998). Le prototype Biostyr : bilan des essais. Techniques Sciences et Méthodes, 3, 19-28.
- Payraudeau M., Paffoni C. et Gousailles M. (2000). Tertiary nitrification in an up-flow biofilter on floating media: influence of temperature and COD load. Water Science and Technology, 41, 21-27.
- Pirt S.J. (1978). Aerobic and anaerobic microbial digestion in waste reclamation. Journal of Applied Chemistry and Biotechnology, 28, 232-236.
- Rocher V., Paffoni C., Gonçalves A., Azimi S. et Gousailles M. (2008). La biofiltration des eaux résiduaires urbaines : retour d'expérience du SIAAP. La Revue des Sciences de l'Eau, 21, 475-485.
- Rocher V., Paffoni C., Gonçalves A., Azimi S., Winant S., Legaigreur V. et Gousailles M. (2007). La biofiltration des eaux usées : comparatif technique et économique de différentes configurations de traitement. La Houille Blanche, 1, 95-102.
- Rocher V., Paffoni C., Gonçalves A., Legaigreur V., Dutot A. et Gousailles M. (2006). Le traitement des eaux usées par biofiltration : cas de la station Seine Centre (SIAAP). Techniques Sciences et Méthodes, 10, 105-125.
- Samie G., Lessard P. et Rocher V. (2009). Simulation du comportement d'unités de biofiltration des eaux usées. Techniques Sciences et Méthodes, Soumis, 16 pages.

## L'eau dans son environnement rural

Par Jacques Bordet



ISBN 978-2-9000-8671-1  
315 Pages  
Format 16 x 24 cm  
Prix : 54 euros TTC

L'eau est un facteur essentiel du développement local, l'eau est unique avec des usages multiples : eau potable, eaux usées, eau pour le transport ou l'irrigation ... Mais la complexité de notre organisation politique locale peut devenir une faiblesse en face des nouveaux défis que sont le changement climatique, les risques émergents, le droit d'accès à l'eau et à l'assainissement.

Cet ouvrage s'organise en trois parties autour des problèmes que peuvent avoir à gérer les responsables locaux. L'auteur s'est efforcé de clarifier les problèmes à résoudre, de fixer les enjeux, d'explicitier en termes simples les diverses solutions techniques et de préciser les politiques mises en œuvre.

La première partie décrit le cycle de l'eau, précise la notion de bassin versant, explicite les effets du changement climatique, de l'action de l'homme sur son environnement et démontre qu'une action durable est possible et qu'une démocratie de l'eau peut exister. Les deuxième et troisième parties exposent les caractéristiques des systèmes eau potable et assainissement : la politique mise en œuvre, les enjeux de l'eau potable et de l'assainissement, les diverses ressources en eau, la qualité de l'eau, les principaux ouvrages nécessaires à l'alimentation en eau potable et à l'assainissement individuel ou collectif, le service public sont examinés.

Renseignements et commandes : Editions JOHANET

60, rue du Dessous des Berges - 75013 Paris - Tél. : (0)1.44.84.78.78. - Fax : (0)1.42.40.26.46.

[www.editions-johanet.com](http://www.editions-johanet.com)