

## Les filtres plantés de roseaux avec aération forcée

Suivi de la station de Tarcenay (25), procédé  
Rhizosph'air® (Syntea)



### Rapport final

Stéphanie PROST-BOUCLE

Amina CHIBOUB

Luc SERANNE

Pascal MOLLE

Année 2020

## AUTEURS

**Stéphanie PROST-BOUCLE**, ingénieure d'études (INRAE), stephanie.prost-boucle@inrae.fr

**Pascal MOLLE**, directeur de recherche (INRAE), pascal.molle@inrae.fr

**Luc SERANNE**, ingénieur d'études (INRAE), luc.seranne@inrae.fr

**Amina CHIBOUB**, stagiaire (INRAE)

## CORRESPONDANTS

**Stéphanie PROST-BOUCLE**, Ingénieure d'études (INRAE), stephanie.prost-boucle@inrae.fr

**Pascal MOLLE**, Directeur de recherche (INRAE), pascal.molle@inrae.fr

**Stéphane GARNAUD-CORBEL**, Chargé de mission recherche « Eau, biodiversité et aménagements urbains » (OFB), stephane.garnaud-corbelle@ofb.gouv.fr

**Droits d'usage** : rapport final diffusable

**Niveau géographique** : national

**Couverture géographique** : France, commune de Tarcenay (Doubs, 25)

**Niveau de lecture** : scientifiques, professionnels, experts

## RESUME

Les filtres plantés de roseaux (FPR) constituent aujourd'hui un procédé de traitement des eaux usées avantageux du point de vue de leurs faibles coûts d'investissement/exploitation et de leur maintenance simple. Ce procédé largement développé en France depuis plus de 20 ans, notamment pour les petites collectivités, a montré de bonnes performances sur les paramètres organiques et la nitrification. Cependant, compte tenu des niveaux de rejet réglementaires de plus en plus contraignants en sortie de station (notamment sur les paramètres azotés et phosphorés) et des contraintes d'emprise foncière, la filière classique de FPR n'est pas systématiquement applicable et/ou nécessiterait une emprise foncière pénalisante (3 – 5 m<sup>2</sup>/EH). Ainsi, plusieurs variantes du procédé classique de FPR ont vu le jour (superposition d'étages, recirculation, matériaux spécifiques...), dont l'ajout d'une aération mécanisée à faible pression (généralement appelée « aération forcée »). Le nouveau procédé Rhizosph'air® développé par Syntea incorpore cette évolution dans l'objectif d'assurer un traitement plus poussé de la pollution organique et de l'azote global, notamment par une optimisation des processus de nitrification-dénitrification au sein d'un même filtre. L'étude réalisée sur la station de traitement des eaux usées Rhizosph'air® de Tarcenay (25) en 2018 et 2019 a permis, notamment en modulant les apports en oxygène, de mieux appréhender les mécanismes en jeu, les performances atteignables et les limites du procédé tel que dimensionné sur cette station. Le traitement de la fraction carbonée est très bon, avec des rendements > 99 % sur la DBO<sub>5</sub> et les MES, et > 92 % pour la DCO. Concernant l'azote, s'il est possible d'atteindre une nitrification quasi-complète grâce à l'aération forcée (rendement en NK de 84 à 97 % selon le taux d'aération appliqué), la dénitrification opérant dans la partie saturée du filtre est importante, mais peut être limitée par la disponibilité en carbone organique, elle-même conditionnée par la quantité d'oxygène apportée. Ces résultats sont à pondérer du fait de la conception spécifique de cette installation conçue pour satisfaire à un niveau de rejet sans contrainte sur l'azote global (NGL). Cependant, l'équilibre entre la dégradation de la fraction carbonée et la nitrification complète (en période d'aération) et la dénitrification (en période de non-aération), a permis d'obtenir des rendements jusqu'à 85 % sur ce paramètre dans le cadre de cette étude. Cet équilibre constitue l'enjeu fort en vue du traitement de l'azote global. L'étude des transferts d'oxygène et du séquençage de l'aération apparaît comme une voie d'optimisation du procédé en vue du respect de performances encore plus strictes.

## MOTS CLES

Aération forcée, azote global, dénitrification, filtres plantés de roseaux, nitrification, transferts d'oxygène

## SOMMAIRE

<b>Introduction.....</b>	<b>4</b>
<b>Etudes bibliographiques.....</b>	<b>4</b>
<b>1. Présentation de la station suivie.....</b>	<b>5</b>
1.1. Dimensionnement et conception des filtres.....	5
1.2. Niveaux de rejet.....	7
<b>2. Expérimentations : échantillonnages et mesures.....</b>	<b>8</b>
2.1. Données automatiquement enregistrées en continu sur la station.....	8
2.2. Campagnes de mesure INRAE.....	8
<b>3. Conditions de fonctionnement du Rhizosph'air®.....</b>	<b>10</b>
<b>4. Hydraulique.....</b>	<b>11</b>
4.1. Débits entrée station.....	11
4.2. Charges hydrauliques.....	11
4.3. Temps de séjour – Traçage.....	12
<b>5. Performances globales de traitement du Rhizosph'air®.....</b>	<b>13</b>
5.1. Caractéristiques des eaux usées brutes en entrée de station.....	13
5.2. Evolution du pH, de la conductivité et du potentiel redox.....	14
5.3. Performances globales du filtré aéré.....	16
5.4. Performances de traitement des matières carbonées.....	17
5.5. Performances de traitement des matières azotées.....	18
5.6. Suivi de l'oxygénation.....	24
<b>Conclusions – Perspectives.....</b>	<b>28</b>
<b>Bibliographie.....</b>	<b>30</b>
<b>Table des illustrations.....</b>	<b>31</b>

## Introduction

L'eutrophisation des milieux aquatiques naturels est principalement due à l'excès en éléments nutritifs, notamment l'azote et le phosphore. Il est donc d'importance, en fonction de la sensibilité du milieu récepteur, de réduire les concentrations en nutriments des eaux usées en sortie des stations de traitement. Les eaux usées sont chargées en azote, sous forme d'azote organique et d'ammonium, et de phosphore.

Les filtres plantés de roseaux (FPR) connaissent un essor en France pour les petites et moyennes collectivités de moins de 2 000 Equivalents Habitants (EH) initié depuis la fin des années 1990. En 2015, plus de 4 000 systèmes ont déjà été mis en œuvre dans l'hexagone. Ces systèmes de traitement des eaux usées sont durables avec un impact environnemental inférieur aux technologies intensives (en comparaison au procédé à boues activées grâce à l'outil ACV (analyse du cycle de vie) selon Dufour, 2009) et nécessitent peu de maintenance.

Au regard des niveaux de rejet requis en lien avec la sensibilité de certains milieux récepteurs, de plus en plus contraignants, il est nécessaire que les procédés de traitement des eaux usées répondent à ces objectifs. Ainsi, l'intensification des réactions se produisant au sein des FPR, notamment par apport d'air mécanisé (aération forcée) a été étudiée à l'échelle internationale, et fait l'objet actuellement d'investigations complémentaires pour l'optimisation des performances sur l'azote global notamment. Par ailleurs, les problèmes quantitatifs croissants de ressource hydrique nécessitent de favoriser l'utilisation des eaux usées traitées (EUT) voire de leurs nutriments, par exemple en irrigation agricole ou paysagère. Dans ce cadre, il paraît pertinent de mettre en œuvre des filières de traitement simples et performantes pouvant produire une qualité d'EUT adaptée à la demande selon les différents usages.

L'aération forcée au sein d'un étage unique de FPR permet d'atteindre un niveau de rejet qui peut être équivalent voire supérieur à celui des filières FPR classique à 2 étages. Le contrôle du niveau de saturation des filtres, le type de diffuseurs d'air, les réglages de l'aération, le choix des matériaux... sont autant de paramètres entrant en jeu dans la dégradation de la pollution et de facto influençant la qualité de traitement. Si la filière d'aération forcée autorise, dans certaines configurations de mise en œuvre, des performances poussées sur les paramètres C et N, la compréhension de certains mécanismes en jeu sous l'influence de la hauteur de saturation, du type de granulats, de la densité des diffuseurs d'air, etc., permettrait une optimisation accrue de cette filière tant au niveau du traitement qu'au niveau énergétique.

L'étude fine des performances atteignables et des transferts d'oxygène apparaît nécessaire pour optimiser les réglages de ce type d'installation et le respect des niveaux de rejets les plus stricts. La station Rhizosph'air® de Tarcenay (25), conçue et réalisée par Syntea était, à l'époque, la seule station en France à taille réelle équipée d'aération forcée pour le traitement des eaux usées domestiques avec un taux de charge satisfaisant. Elle a donc fait l'objet d'un suivi spécifique par INRAE en 2018 et 2019.

## Etudes bibliographiques

Une étude bibliographique a été réalisée au cours des stages d'Amina Chiboub en 2018 et Luc Séranne en 2019 (stages INRAE) pour notamment étudier des transferts d'oxygène au sein des FPR avec aération forcée.

Cette étude vient compléter la note intitulée « Filtres Plantés de Roseaux à aération forcée – Synthèse bibliographique » produite en 2016 par l'atelier Veille des procédés nouveaux du groupe EPNAC, disponible sur le lien suivant : <https://www.epnac.fr/Filieres-de-traitement/Filtres-Plantes-de-Roseaux>.

# 1. Présentation de la station suivie

## 1.1. Dimensionnement et conception des filtres

La station de Tarcenay (25) a été mise en service en octobre 2016. Elle est dimensionnée pour 1 400 EH et constituée de deux étages de filtres successifs (filtre planté de roseaux *Rhizosph'air*® et filtre déphosphatant).

Les eaux usées brutes dégrillées arrivent par refoulement depuis le réseau dans l'ouvrage d'entrée station où elles sont collectées dans un siphon auto-amorçant puis envoyées par bâchées sur le 1<sup>er</sup> étage (Figure 1 et Figure 2).

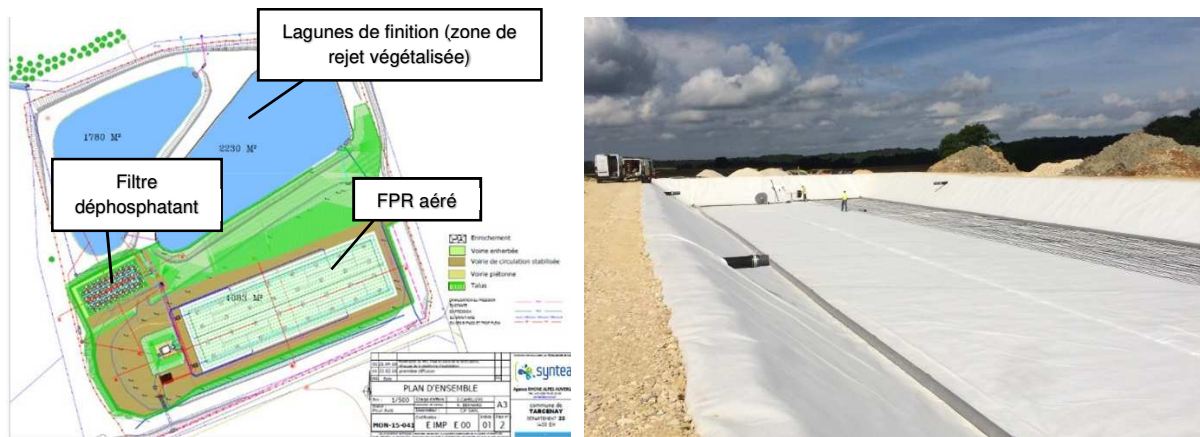


Figure 1 : Plan masse de la station de traitement des eaux usées de Tarcenay (25) (gauche), construction du Rhizosph'air® (droite)

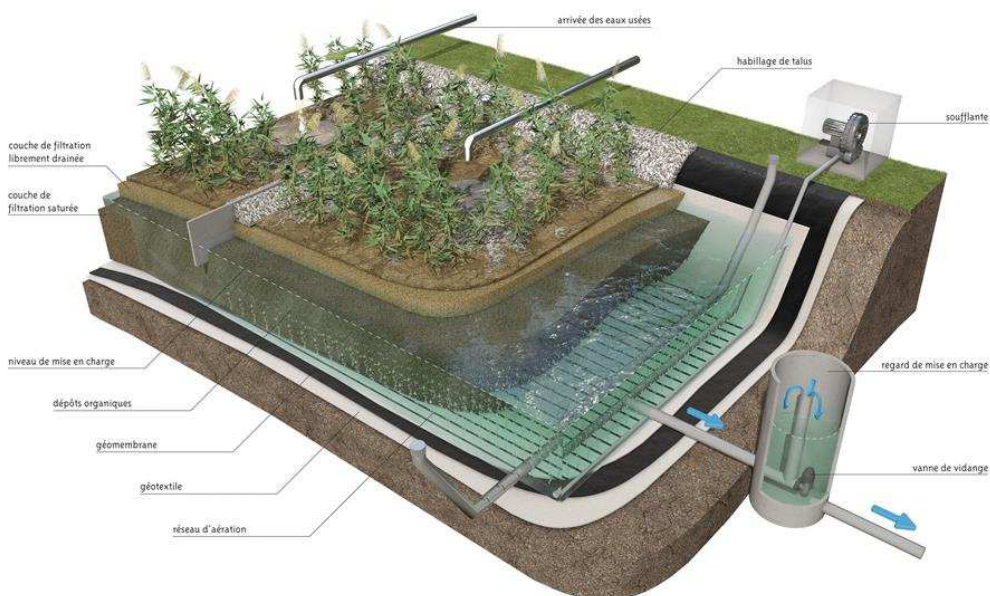


Figure 2. Schéma de principe de la filière Rhizosph'air® (@Syntea)

Le 1<sup>er</sup> étage est constitué d'un filtre à écoulement vertical partiellement saturé planté de roseaux (*Phragmites australis*) avec aération forcée (procédé Rhizosph'air® de la société Syntea), dont le suivi fait l'objet du présent rapport. Sa surface totale est de 1 400 m<sup>2</sup> (soit 1 m<sup>2</sup>/EH).

La capacité nominale de la station et les charges de dimensionnement sont présentées dans le Tableau 1.



Tableau 1 : Bases de dimensionnement du 1er étage (horizon 2040)

Capacité (habitants)		1 550
Capacité (EH)		1 400
Charge de pollution (kg/j)	DCO	168
	DBO <sub>5</sub>	84
	MES	98
	NK	16,8
	Pt	3,5
Charge hydraulique	Volume moyen ou charge de référence (m <sup>3</sup> /j)	293
	Débit moyen (m <sup>3</sup> /h)	12,2
	Débit de pointe (m <sup>3</sup> /h)	24,4

Le filtre aéré est composé d'un 1<sup>er</sup> étage de 2 lits alimentés en alternance suivant des phases de repos et d'alimentation (alternance automatique 2 fois par semaine). Chaque lit est lui-même divisé en deux demi-lits alimentés alternativement entre chaque bâchée. L'aération est réalisée par insufflation mécanique d'air à basse pression au travers d'un réseau disposé en fond de filtres (photo en Figure 3), sur la totalité du filtre.

Le massif filtrant du filtre aéré est constitué de 3 couches de matériaux (de la surface vers le fond du filtre) : 30 cm de couche de filtration (gravier fin), 10 cm de zone de transition et une couche saturée de 1,0 m (gravier grossier). Concernant l'aération, on notera que dans le dimensionnement proposé, au regard de l'absence d'engagement sur l'azote global, il n'est pas fait de différenciation de séquençage de l'aération entre le lit en alimentation celui non-alimenté.



Figure 3. Photo du réseau d'aération en fond du filtre (©INRAE)

La sortie du filtre est différente selon le lit en alimentation. En effet, des vannes automatiques dirigent l'effluent vers la sortie opposée au lit alimenté, afin d'augmenter le temps de séjour de l'effluent dans la partie saturée, ceci pour accroître les performances du système (Figure 4).

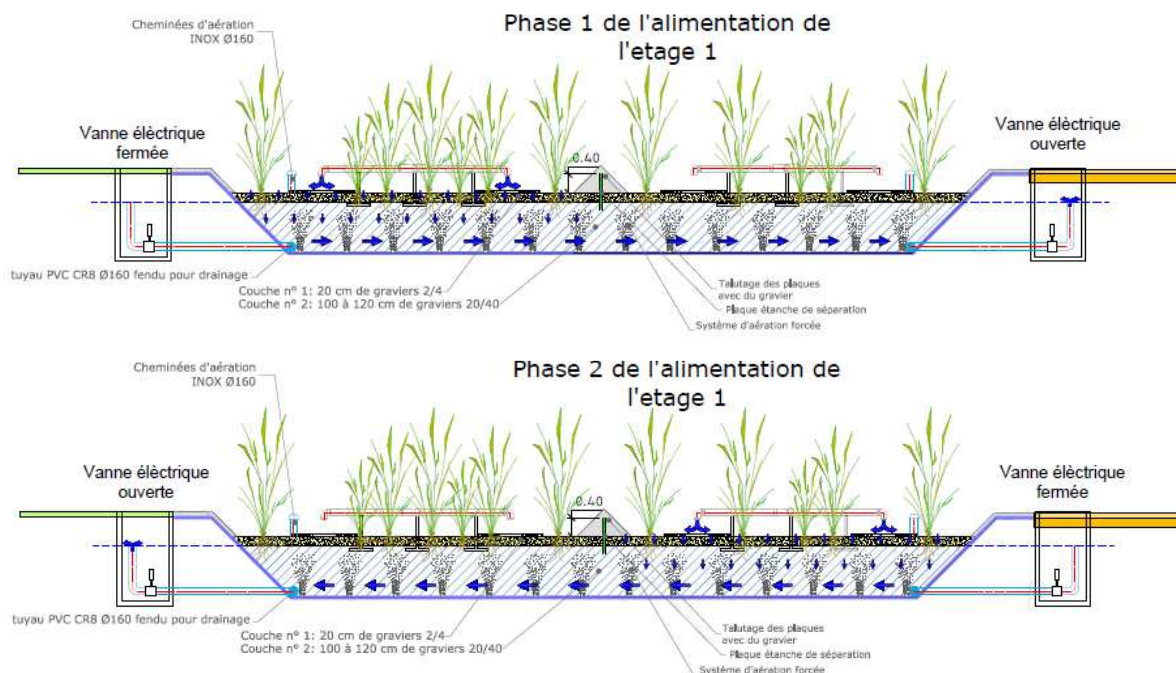


Figure 4. Principe du fonctionnement du filtre par alternance d'alimentation (©Syntea)

Les eaux sont ensuite collectées à la sortie du filtre dans le poste de refoulement (PR2) pour être redirigées vers le 2<sup>ème</sup> étage de traitement du phosphore.

La performance de ce second étage de déphosphatation ne fait pas l'objet de la présente étude et ne sera donc pas détaillée.

## 1.2. Niveaux de rejet

Les niveaux de rejet contractuels en sortie de station sont consignés dans le Tableau 2.

Tableau 2. Exigences maximales imposées aux rejets

Paramètre	Concentration (mg/L) ou Rendement (%)	
DBO <sub>5</sub>	15	95
DCO	90	90
MES	20	90
NK	15	80
Pt	2	80

Aucune exigence sur l'azote global (NGL) n'est imposée sur la station. Toutefois, l'opportunité du suivi de cette station permet un suivi supplémentaire de ce paramètre, notamment afin d'investiguer l'influence de la durée et du séquençage de l'aération sur la nitrification et la dénitrification.

## 2. Expérimentations : échantillonnages et mesures

### 2.1. Données automatiquement enregistrées en continu sur la station

La station est équipée d'un automate/système de télégestion (Sofrel) qui permet d'enregistrer et de visualiser à distance les informations collectées sur la station (débits admis, pression des soufflantes, déclenchement des pompes, sondes oxygène et redox, etc.). Ces données ont été transmises par le constructeur Syntea à INRAE afin d'effectuer le suivi de la station depuis sa mise en route et de manière plus fine lors des bilans 24 h.

### 2.2. Campagnes de mesure INRAE

Le suivi de la station par INRAE a débuté en 2018 pour une durée de 2 ans comprenant 4 campagnes de 2 bilans 24 h successifs chacune :

- du 19 au 21 mars 2018 ;
- du 16 au 19 juillet 2018 ;
- du 2 au 4 avril 2019 ;
- du 4 au 6 juin 2019.

Les campagnes de mesures comprenaient les éléments suivants :

- le suivi hydraulique (débits entrant et sortant) ;
- la réalisation de bilans 24 h en chaque point de la station (entrée station, sortie Rhizosph'air®, sortie station) ;
- le suivi de paramètres physicochimiques en continu (conductivité, pH, redox, O<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>) ;
- le suivi de l'aération (fréquence, durée) et de l'oxygénation des filtres.

#### 1. Installation et échantillonnage

Chaque campagne est composée de 2 bilans 24 heures prélevés en trois points différents de la station :

- siphon : entrée de la station (eaux usées brutes). Le prélèvement est réalisé sur impulsion (capteur de surverse) lors de chaque envoi de bâchée sur le 1<sup>er</sup> étage de FPR à aération forcée ;
- poste de relèvement (PR2) : sortie du 1<sup>er</sup> étage de FPR avec aération forcée. Le prélèvement est réalisé sur impulsion (pinces ampérométriques) lors de chaque bâchée envoyée sur le filtre à apatite du 2<sup>ème</sup> étage ;
- sortie station : sortie du filtre déphosphatant garni d'apatite. Le prélèvement est réalisé sur impulsion (débitmètre) proportionnellement au débit de sortie de station (résultats non présentés dans ce rapport).

Les échantillons sont prélevés par échantillonneurs automatiques réfrigérés multiflacons (ISCO) avec conservation des échantillons à une température de 4±1°C. Ils sont acheminés directement au laboratoire LAMA (Laboratoire d'Analyses des Milieux Aquatiques) d'INRAE sous 24h et à cette même température.

#### 2. Paramètres suivis

Les paramètres majeurs suivants ont été analysés : DBO<sub>5</sub>, DCO brute et filtrée, MES, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NGL, NK, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, anions (Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), et cations (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>).

Des sondes de mesures en continu (mesures en ligne) sont également installées sur site pour suivre l'évolution des différents paramètres tout au long des campagnes de mesures, sur un pas d'enregistrement d'1 minute :



- sondes physicochimiques (WTW Secomam) :
  - dans les eaux, en entrée et sortie de chaque étage : N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, conductivité, potentiel redox, pH et température ;
  - dans le filtre au repos du 1<sup>er</sup> étage : O<sub>2</sub> dissous (à 10 cm de profondeur dans la partie saturée).
- sondes pressions (STS) : mesure de la hauteur d'eau dans les ouvrages de siphonage et le PR2, permettant ainsi de calculer les débits en continu ;
- débitmètre bulle-à-bulle (ISCO) : mesure et enregistrement des débits de sortie (canal venturi) en continu.

### 3. Conditions de fonctionnement du Rhizosph'air®

Le démarrage des soufflantes du filtre aéré est asservi sur horloge. Afin de tester l'influence des quantités d'air insufflées sur les performances de traitement de l'azote, différentes durées journalières d'aération ont été mises en œuvre lors des campagnes pour 1 séquençage d'aération identique (4 phases d'aération quotidienne).

Dès juin 2018, les lits du 1<sup>er</sup> étage ont été scindés en deux afin de n'alimenter qu'une moitié de lit et d'augmenter « artificiellement » la charge surfacique reçue. En effet, la station ne recevant que 50 % de sa charge hydraulique nominale, l'augmentation de charge durant les expérimentations permet de réaliser des mesures au plus proche des conditions nominales de fonctionnement des ouvrages.

Ces différentes conditions de fonctionnement sont schématisées dans le Tableau 3 regroupant également les surfaces d'alimentation qui ont évolué lors des campagnes, pour adapter les charges appliquées sur le filtre en fonction des concentrations et débits observés.

Tableau 3. Conditions de fonctionnement lors des campagnes de mesures

	Surface d'alimentation	Fréquence d'aération
<b>Mars 2018</b> $\overline{CH}$ : 77 % $t_{ja}$ : 12 h		
<b>Juillet 2018</b> $\overline{CH}$ : 51 % $t_{ja}$ : 6 h		
<b>Avril 2019</b> $\overline{CH}$ : 116 % $t_{ja}$ : 6 h		
<b>Juin 2019</b> $\overline{CH}$ : 72 % $t_{ja}$ : 3 h		

(1)  $\overline{CH}$  : Charge Hydraulique moyenne reçue par le filtre en fonctionnement

(2)  $t_{ja}$  : temps journalier d'aération

## 4. Hydraulique

### 4.1. Débits entrée station

L'évolution du débit mesuré en continu en entrée de la station durant la période d'étude est présentée dans la Figure 5 et la Figure 6.

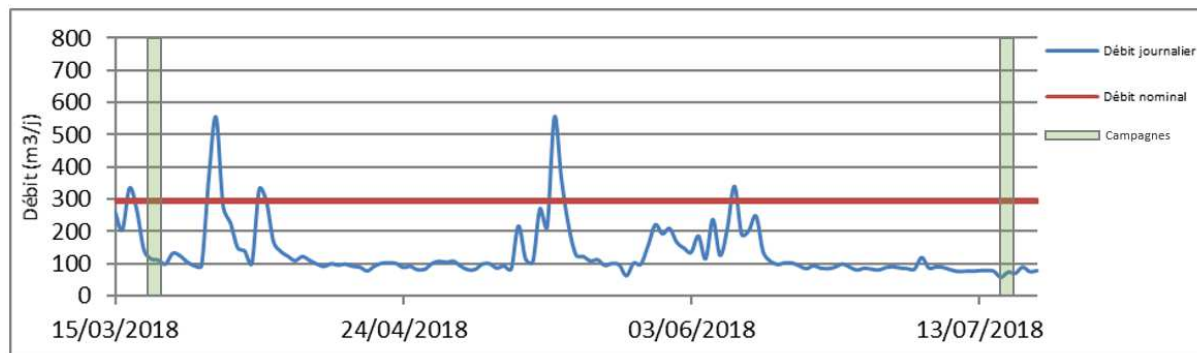


Figure 5. Débits en entrée de la station durant la période d'étude 2018

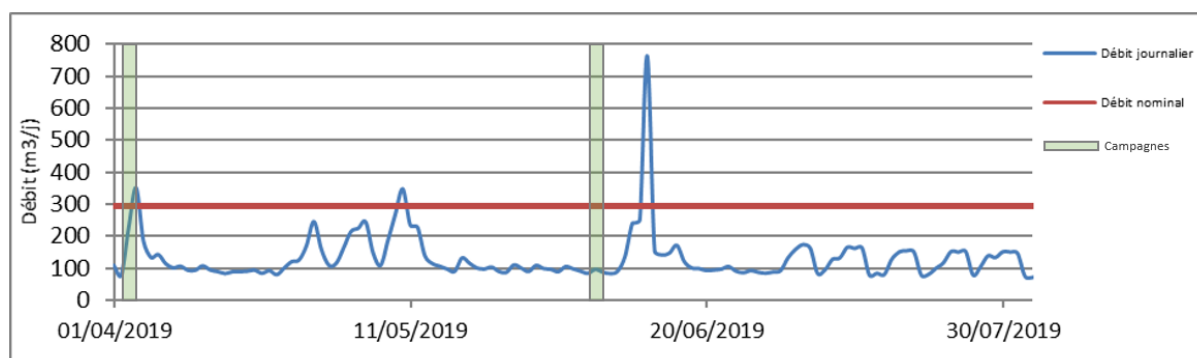


Figure 6. Débits en entrée de la station durant la période d'étude 2019

Les variations de débit en entrée de la station sont importantes du fait du réseau unitaire alimentant la station : 55 à 760 m<sup>3</sup>/j (soit 20 à 260 % de la charge hydraulique nominale). Le débit moyen de temps sec en entrée station d'environ 100 m<sup>3</sup>/j correspond à un taux de charge hydraulique moyen de 34 %.

### 4.2. Charges hydrauliques

Les charges hydrauliques reçues par la station et le filtre aéré lors des différents bilans 24 h effectués par INRAE, ainsi que d'autres conditions de réalisation des mesures telles que la fréquence d'aération ou la météo, sont listées dans le Tableau 4.

Tableau 4. Condition de charges hydrauliques reçues par le filtre alimenté du 1<sup>er</sup> étage de FPR aéré

Campagne de mesures	Date du bilan 24h	Filtre alimenté	Surf. filtre m <sup>2</sup>	Débit m <sup>3</sup> /j	Ch. hydrau. station, %	Ch. hydrau. filtre, m <sup>3</sup> /j	Ch. hydrau. filtre, %	Fréquence aération	Pluvio. mm/j	Temp. air, °C	Temp. eau, °C
1	20/03/2018	Demi-f. n°2	687	99	47%	0,14	39%	3h ON/3h OFF	0	2	8
	21/03/2018	Demi-f. n°2	687	98	47%	0,14	39%	3h ON/3h OFF	0		
2	17/07/2018	Demi-f. n°2	347	66	31%	0,19	51%	1h30 ON/4h30 OFF	0	22	22
	18/07/2018	Demi-f. n°2	347	64	31%	0,19	50%	1h30 ON/4h30 OFF	0		
3	03/04/2019	Demi-f. n°2	302	75	36%	0,25	67%	1h30 ON/4h30 OFF	0	7	12
	04/04/2019	Demi-f. n°2	302	185	88%	0,61	165%	1h30 ON/4h30 OFF	7,3		
4	05/06/2019	Demi-f. n°2	302	75	36%	0,25	67%	45min ON/5h15 OFF	0	16	18
	06/06/2019	Demi-f. n°2	302	86	41%	0,28	77%	45min ON/5h15 OFF	0		

Nota : la surface de filtre considérée n'est pas identique entre 2018 et 2019 car le cloisonnement effectué était différent.

Lors des deux premières campagnes de 2018, on observe que la charge hydraulique a légèrement augmenté entre mars et juillet (alors que la station n'est pas en zone touristique). En effet, bien que la surface alimentée ait été divisée par deux, le débit journalier a diminué de 34 % et, de ce fait, les charges reçues par le filtre en alimentation n'ont augmenté que de 10 points, ne représentant que 45 % de la charge nominale.

### 4.3. Temps de séjour – Traçage

Un traçage a été réalisé sur le filtre aéré en mai 2019, immédiatement après la campagne de mesures n°3 d'avril 2019. Il s'agit de suivre dans le temps l'évolution d'un traceur (fluorescéine dans le cas de Tarcenay) de masse initiale injectée connue.

Le type de traçage utilisé est un traçage en régime pulsé périodique, c'est à dire que la masse de traceur est envoyée par une injection créneau lors d'une bâchée, en amont immédiat du filtre aéré. Le signal du traceur (concentration  $C_{(t)}$  en fluorescéine) est détecté et enregistré en continu (pas de temps de 1 min) via un appareil spécifique (fluorimètre GGUN-FL30) positionné en sortie immédiate du filtre aéré (regard de mise en charge). Les débits d'entrée ( $Q_{in}$ ) et de sortie ( $Q_{out}$ ) du filtre sont également mesurés et enregistrés en continu. Ainsi, la masse de traceur ( $M_{(t)}$ ) récupérée est calculée sur chaque pas de temps :

$$M_{(t)} \text{ (g)} = C_{(t)} \text{ (mg/L, ou g/m}^3\text{)} \times Q_{out} \text{ (m}^3\text{)}$$

L'addition de chaque fraction de masse de traceur fournit la masse totale de fluorescéine récupérée et permet de visualiser la distribution des temps de séjour dans le filtre aéré (Figure 7). La courbe de restitution est similaire à une gaussienne, et le traçage est validé car le taux de récupération de fluorescéine est de 99 %.

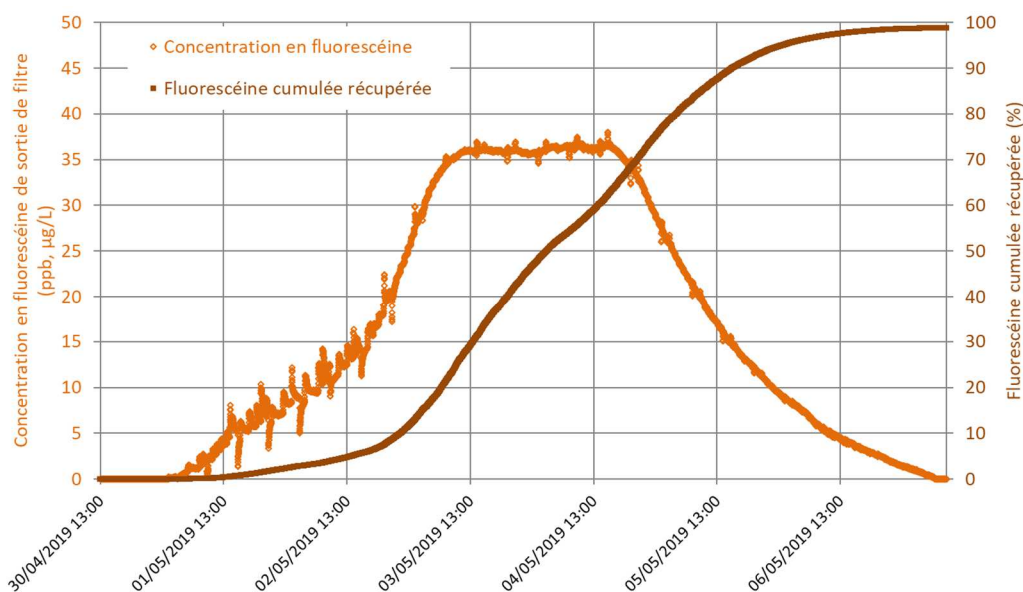


Figure 7. Courbes de récupération du traceur (fluorescéine) en sortie du filtre aéré en mai 2019

On relève une première apparition de fluorescéine en sortie 16 h après l'injection du traceur, puis une restitution très progressive du traceur au cours du temps jusqu'à atteindre un pic de concentration (sous forme de plateau) au bout de 3 jours. Près de 4,5 jours après l'injection du traceur, la concentration diminue alors graduellement, pour atteindre une restitution complète de la totalité de la fluorescéine injectée au bout de 7 jours.

La visualisation graphique des résultats confirme l'absence de passage préférentiel (pas de court-circuit hydraulique majeur). Le traitement des données de l'ensemble du traçage conclut à un temps de séjour de 3,5 jours, correspondant au temps de séjour théorique, et à l'absence de volume mort. Ces observations sont caractéristiques d'une combinaison d'écoulements en réacteurs parfaitement mélangés (FPR à écoulement vertical aéré) et pistons (écoulement horizontal) en milieu poreux saturé.

## 5. Performances globales de traitement du Rhizosph'air®

### 5.1. Caractéristiques des eaux usées brutes en entrée de station

Les concentrations des différents paramètres caractérisant les eaux usées brutes reçues par la station sont présentées en Tableau 5.

Tableau 5. Concentrations des eaux usées brutes en entrée de station

		Concentrations d'entrée station										
Campagne de mesures	Date du bilan 24h	MES mg/L	HCO3- mg/L	DBO5 mg/L	DCO b mg/L	DCO f mg/L	N-NH4 mg/L	N-NO2 mg/L	N-NO3 mg/L	NK mg/L	NGL mg/L	P-PO4 mg/L
1	20/03/2018	186	-	-	532	191	50,9	0,18	0,78	72	73	3,9
	21/03/2018	280	550	188	479	165	57,3	0,21	0,91	77	78	4,3
2	17/07/2018	536	-	-	880	192	66,2	0,02	0,50	113	114	5,8
	18/07/2018	759	614	781	1260	285	71,0	0,04	0,45	118	118	7,1
3	03/04/2019	385	-	-	742	189	70,2	0,03	0,75	96	96	6,7
	04/04/2019	260	311	224	410	66	26,5	0,21	1,16	41	42	2,6
4	05/06/2019	505	-	-	776	205	79,4	0,03	0,45	110	110	5,9
	06/06/2019	530	580	530	813	230	69,4	0,03	0,45	101	102	5,3

Nota : NGL = NK + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>

Les eaux usées sont typiques d'un effluent domestique classique comme en témoignent les ratios DCO<sub>particulaire</sub>/MES indiquant un caractère organique classique des MES (de 1,1 à 1,4 en moyenne), ainsi que les ratios DCO/DBO<sub>5</sub> indiquant une biodégradabilité correcte de l'effluent (ratios constatés de 1,4 à 2,7, *versus* un ratio de 2,5 à 4 généralement observé en eaux usées), tel que présenté dans le Tableau 6 :

Tableau 6. Ratios caractéristiques des eaux usées brutes

Campagne de mesures	Dates des bilans 24h	Ratios caractéristiques moyens	
		DCO/DBO5	DCOparticulaire/MES
1	mars 2018	2,7	1,4
2	juillet 2018	1,4	1,3
3	avril 2019	2,6	1,4
4	juin 2019	1,5	1,1

Comme illustré dans le Tableau 7, les charges polluantes en entrée de station sont inférieures de moitié, en moyenne, aux charges nominales utilisées pour dimensionner la station.

Tableau 7. Charges organiques en entrée de station

Campagne de mesures	Date du bilan 24h	Charge reçue				Comparaison à la charge nominale			
		MES kg/j	DBO5 kg/j	DCO b kg/j	NK kg/j	MES %	DBO5 %	DCO b %	NK %
1	20/03/2018	18	-	53	7,1	19%	-	31%	42%
	21/03/2018	28	18	47	7,5	28%	22%	28%	45%
2	17/07/2018	35	-	58	7,4	36%	-	34%	44%
	18/07/2018	49	50	81	7,6	50%	60%	48%	45%
3	03/04/2019	29	-	56	7,2	30%	-	33%	43%
	04/04/2019	48	41	76	7,5	49%	49%	45%	45%
4	05/06/2019	38	-	58	8,2	39%	-	35%	49%
	06/06/2019	45	45	70	8,7	46%	54%	42%	52%
<b>Charge nominale (kg/j)</b>		<b>98</b>	<b>84</b>	<b>168</b>	<b>16,8</b>				

Néanmoins, la diminution de la surface d'alimentation à partir de la seconde campagne, et comme illustré précédemment dans le Tableau 3, a permis d'augmenter les charges surfaciques appliquées sur le filtre pour s'approcher des valeurs nominales. Il a même été possible de dépasser ces charges de référence dans certains cas, comme en témoignent le Tableau 8 et le Tableau 9, notamment les charges surfaciques en MES et NK pour la campagne de juin 2019.



Tableau 8. Charges appliquées sur le filtre en fonctionnement

Charges appliquées sur le filtre en fonctionnement												
Campagne de mesures	Date du bilan 24h	MES g/m <sup>2</sup> /j	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> g/m <sup>2</sup> /j	DBO <sub>5</sub> g/m <sup>2</sup> /j	DCO b g/m <sup>2</sup> /j	DCO f g/m <sup>2</sup> /j	N-NH <sub>4</sub> g/m <sup>2</sup> /j	N-NO <sub>2</sub> g/m <sup>2</sup> /j	N-NO <sub>3</sub> g/m <sup>2</sup> /j	NK g/m <sup>2</sup> /j	NGL g/m <sup>2</sup> /j	P-PO <sub>4</sub> g/m <sup>2</sup> /j
1	20/03/2018	27	-	-	77	28	7,3	0,03	0,1	10,3	12	0,6
	21/03/2018	40	79	27	69	24	8,2	0,03	0,1	11,0	13	0,6
2	17/07/2018	102	-	-	167	36	12,5	0,00	0,1	21,4	21	1,1
	18/07/2018	141	114	145	234	53	13,2	0,01	0,1	21,9	22	1,3
3	03/04/2019	96	-	-	185	47	17,5	0,01	0,2	23,8	24	1,7
	04/04/2019	159	190	137	251	40	16,2	0,13	0,7	24,9	26	1,6
4	05/06/2019	125	-	-	192	51	19,7	0,01	0,1	27,2	27	1,5
	06/06/2019	151	165	151	231	65	19,7	0,01	0,1	28,8	29	1,5
Réf. Molle et al. 2005		150	-	-	300	-	-	-	-	25	-	-
Réf. dimensionnement		131	-	112	224	-	-	-	-	22	-	-

Tableau 9. Taux de charges organiques appliquées sur le filtre en fonctionnement

Campagnes de mesures	Dates des bilans 24h	Par rapport à la réf. Molle et al (2005)			Par rapport au dimensionnement (Syntea)		
		MES	DCO b	NK	MES	DCO b	NK
1	mars 2018	22%	24%	43%	26%	32%	48%
2	juillet 2018	81%	67%	87%	93%	89%	97%
3	avril 2019	85%	73%	97%	97%	97%	109%
4	juin 2019	92%	71%	112%	106%	95%	125%

## 5.2. Evolution du pH, de la conductivité et du potentiel redox

Le pH est variable en entrée station et plutôt alcalin (compris entre 8 et 9, Figure 8). Le pH de sortie du filtre aéré est très stable quelles que soient les campagnes de mesures, entre 7,0 et 7,3 unités, témoignant d'une légère acidification de l'effluent due à la nitrification et du rôle de la zone saturée du filtre aéré qui permet un lissage du pH par effet tampon/dilution.

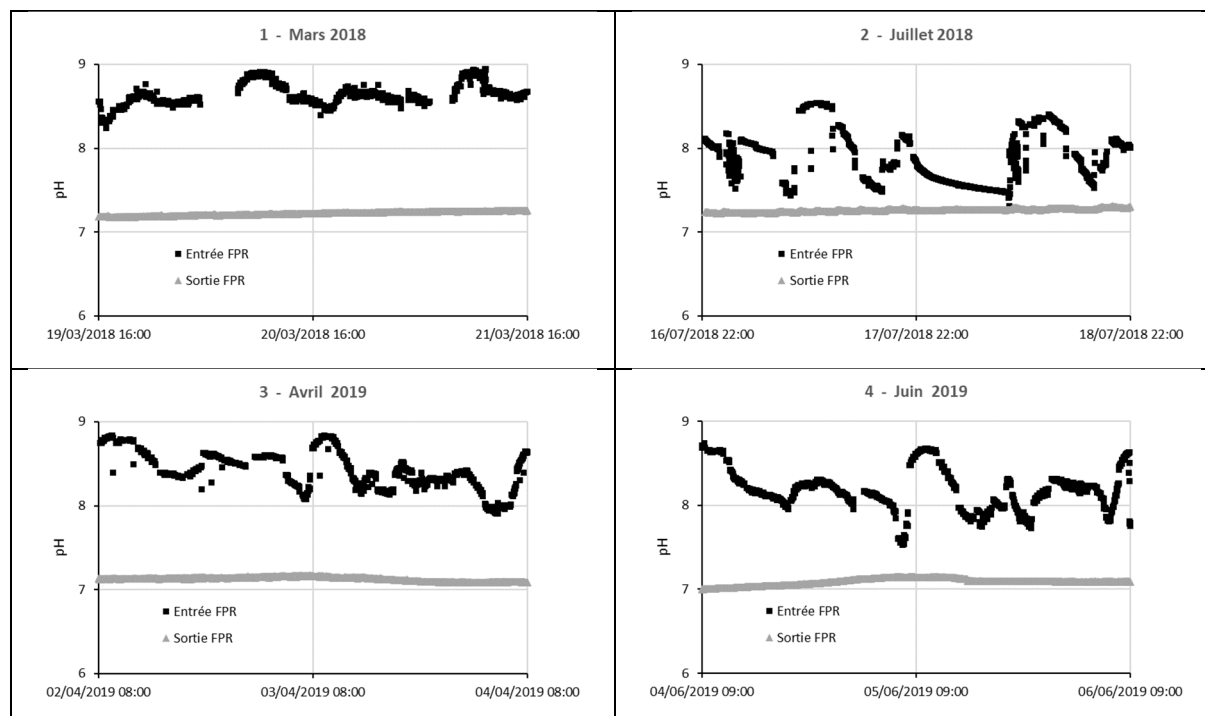


Figure 8. Evolution du pH en entrée et sortie du Rhizosph'air®

La variabilité des effluents entrants est davantage marquée pour la conductivité où un important pic de conductivité est mis en évidence lors de l'arrivée des effluents le matin (8 à 9 h, Figure 9). Une telle

augmentation ponctuelle de la conductivité peut être expliquée par l'arrivée des effluents chargés en  $N-NH_4^+$  le matin et/ou l'arrivée d'effluents particuliers (non identifiés).

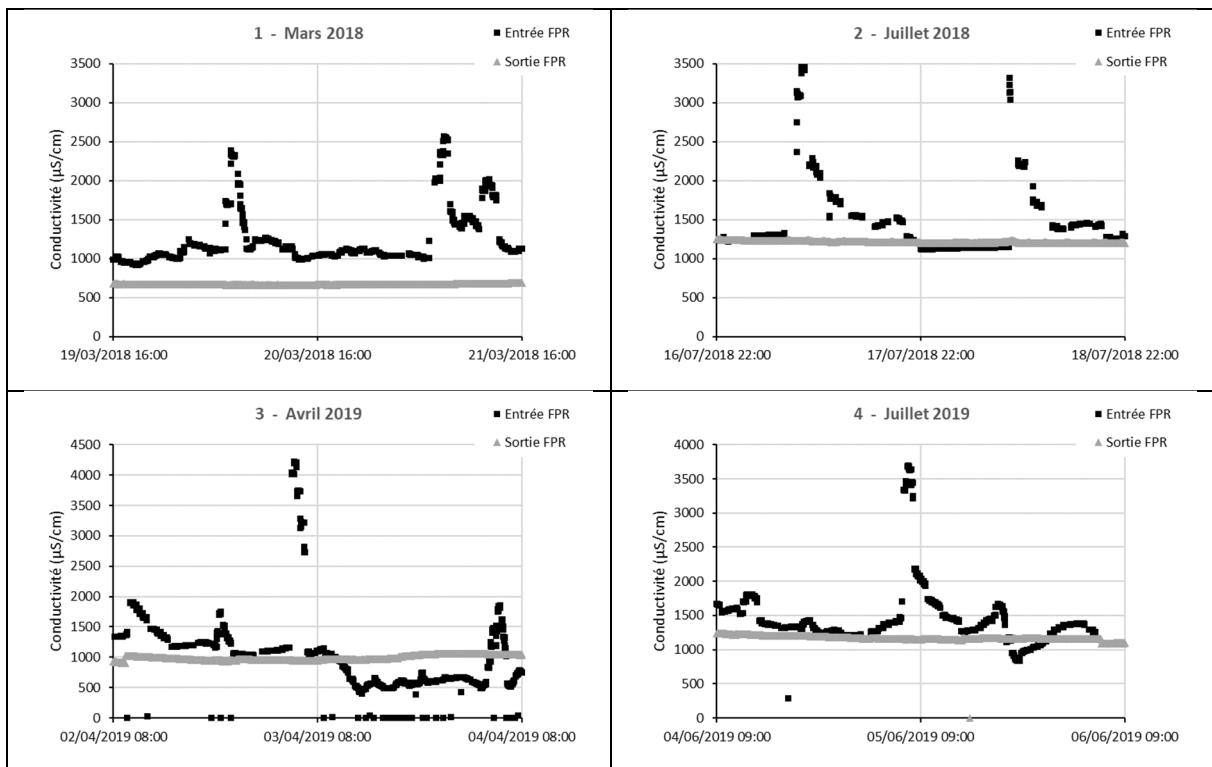
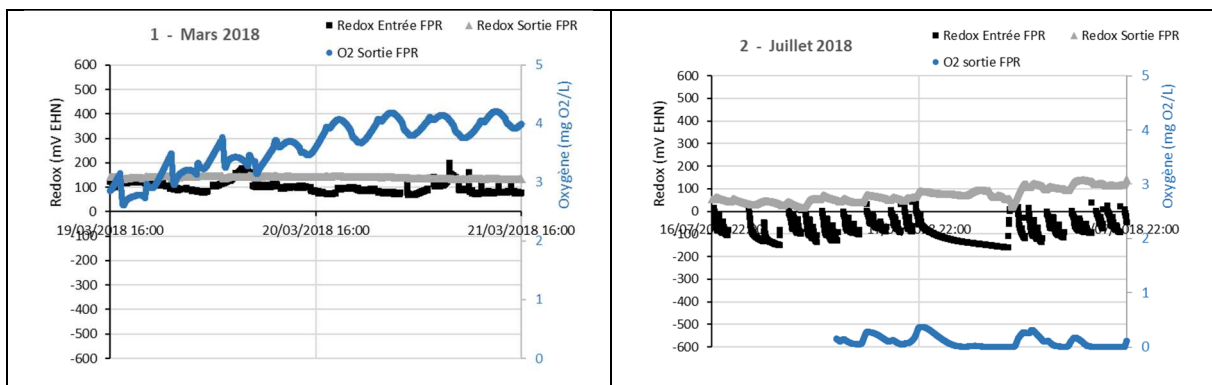


Figure 9. Evolution de la conductivité en entrée et en sortie du Rhizosph'air®

Le suivi du paramètre redox (Figure 10) met en exergue le maintien de conditions anoxiques (redox stable aux environs de 100 mV EHN). Dès lors que les réglages initiaux de fréquence d'aération ont été modifiés (à partir de la 2<sup>ème</sup> campagne), ce paramètre est corrélé aux mesures d' $O_2$  mesurées qui sont inférieures à 1 mg  $O_2/L$  en sortie. Lors de la campagne 3, le redox et l'oxygène augmentent suite à la survenue d'un événement pluvieux, qui réduit considérablement le temps de séjour des effluents dans la zone saturée.



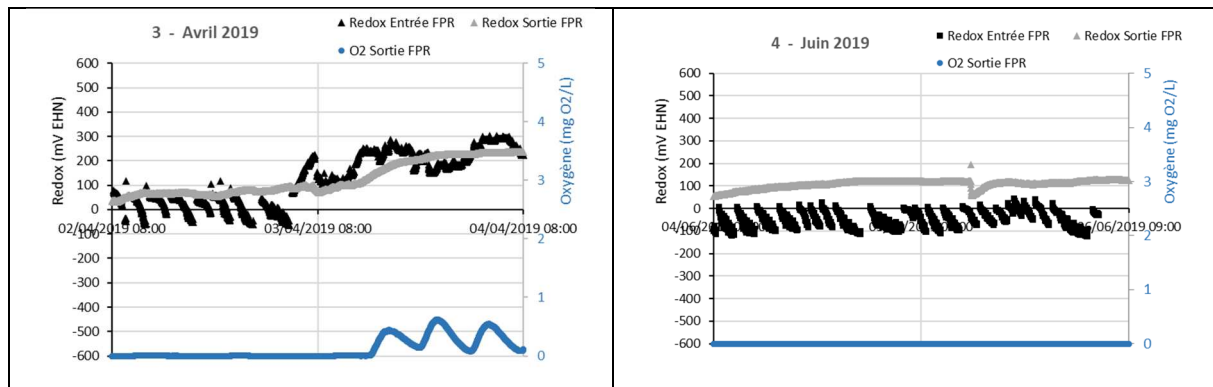


Figure 10. Evolution du redox en entrée et en sortie, et de l'oxygène en sortie du Rhizosph'air®

### 5.3. Performances globales du filtré aéré

Les seuils de concentrations exigés en sortie de station sont systématiquement respectés quelles que soient les campagnes de mesure et les paramètres chimiques analysés (Tableau 10 et Tableau 11). On relève une exception pour le paramètre NK en juin 2019, pour laquelle l'aération forcée était en sous-régime à des fins expérimentales et donc plus limitante pour la nitrification (expérimentations au plus proche des limites de fonctionnement du filtre).

L'étude des rendements conclut également aux très bonnes performances du système de traitement, compatibles avec les seuils réglementaires, et ce, pour toutes les conditions testées.

Tableau 10. Concentrations et rendements du Rhizosph'air® en matières carbonées

Campagne de mesures	Date du bilan 24h	MES			DBO5			DCO		
		Ent. (mg/L)	Sort. (mg/L)	Rdt (%)	Ent. (mg/L)	Sort. (mg/L)	Rdt (%)	Ent. (mg/L)	Sort. (mg/L)	Rdt (%)
1	20/03/2018	186	2	99	-	-	-	532	20	96
	21/03/2018	280	2	99	188	3	98	479	20	96
2	17/07/2018	536	5	99	-	-	-	880	28	97
	18/07/2018	759	2	>99	781	4	>99	1260	26	98
3	03/04/2019	385	5	99	-	-	-	742	23	97
	04/04/2019	260	3	99	224	3	99	410	21	95
4	05/06/2019	505	6	99	-	-	-	776	64	92
	06/06/2019	530	3	99	530	4	99	813	28	97
Seuils de rejet			20	90		15	95		90	90
Réf FPR <sub>classique</sub> 1 étage *		-	33 ± 6	86 ± 3	-	-	-	-	131 ± 20	79 ± 3
Réf FPR <sub>classique</sub> 2 étages *		-	14 ± 5	95 ± 2	-	-	-	-	66 ± 13	91 ± 3

\* Molle et al. 2005

Tableau 11. Concentrations et rendements du Rhizosph'air® en matières azotées

Campagne de mesures	Date du bilan 24h	N-NH4			N-NO3			NK			NGL		
		Ent. (mg/L)	Sort. (mg/L)	Rdt (%)	Ent. (mg/L)	Sort. (mg/L)	Rdt (%)	Ent. (mg/L)	Sort. (mg/L)	Rdt (%)	Ent. (mg/L)	Sort. (mg/L)	Rdt (%)
1	20/03/2018	50.9	2.0	96	0.8	23.7	<0	71.6	4.6	94	72.6	28.4	61
	21/03/2018	57.3	1.8	97	0.9	24.3	<0	76.5	2.4	97	77.6	26.8	65
2	17/07/2018	66.2	7.8	88	0.5	11.4	<0	113.0	10.0	91	113.5	21.5	81
	18/07/2018	71.0	4.6	93	0.5	9.0	<0	118.0	5.7	95	118.5	14.7	88
3	03/04/2019	70.2	8.2	88	0.8	15.3	<0	95.6	9.3	90	96.4	24.7	74
	04/04/2019	26.5	3.5	87	1.2	27.3	<0	40.7	4.2	90	42.1	31.6	25
4	05/06/2019	79.4	17.0	79	0.5	3.5	<0	109.7	17.4	84	110.2	20.9	81
	06/06/2019	69.4	12.9	81	0.5	5.4	<0	101.2	13.1	87	101.7	18.6	82
Seuils de rejets		-	-	-	-	-	-		15	80	-	-	-
Réf FPR <sub>classique</sub> 1 étage *		-	-	-	-	-	-	-	31 ± 5	58 ± 5	-	-	-
Réf FPR <sub>classique</sub> 2 étages *		-	-	-	-	-	-	-	13 ± 5	85 ± 5	-	-	-

\* Molle et al. 2005

Comme pour les FPR conventionnels, l'abattement du phosphore est faible à nul (Tableau 12). Le Rhizosph'air® seul n'a pas vocation à traiter le phosphore ce qui justifie l'étage de traitement spécifique à ce paramètre.

Tableau 12. Concentrations et rendements du Rhizosph'air® en orthophosphates

Campagne de mesures	Date du bilan 24h	P-PO4		
		Ent. (mg/L)	Sort. (mg/L)	Rdt (%)
1	20/03/2018	3,9	2,9	27
	21/03/2018	4,3	2,9	33
2	17/07/2018	5,8	3,9	33
	18/07/2018	7,1	3,6	49
3	03/04/2019	6,7	4,2	37
	04/04/2019	2,6	4,2	< 0
4	05/06/2019	5,9	5,1	14
	06/06/2019	5,3	5,6	< 0

## 5.4. Performances de traitement des matières carbonées

Les concentrations en entrée et en sortie du filtre aéré en MES, DBO<sub>5</sub> et DCO sont présentées en Figure 11 ; il est quasiment impossible de visualiser les barres des histogrammes des concentrations de sortie tant ces dernières sont faibles. Malgré de fortes variations de concentrations en entrée, les teneurs en sortie restent stables et largement en-deçà des seuils de rejet imposés (ligne pointillée horizontale rouge).

La DCO brute est quasiment équivalente à la DCO filtrée en sortie, confirmant l'excellente filtration du Rhizosph'air®. La DCO en sortie est équivalente au talon réfractaire (20 mg DCO/L), qui n'est pas biodégradable et donc inaccessible à un traitement biologique.

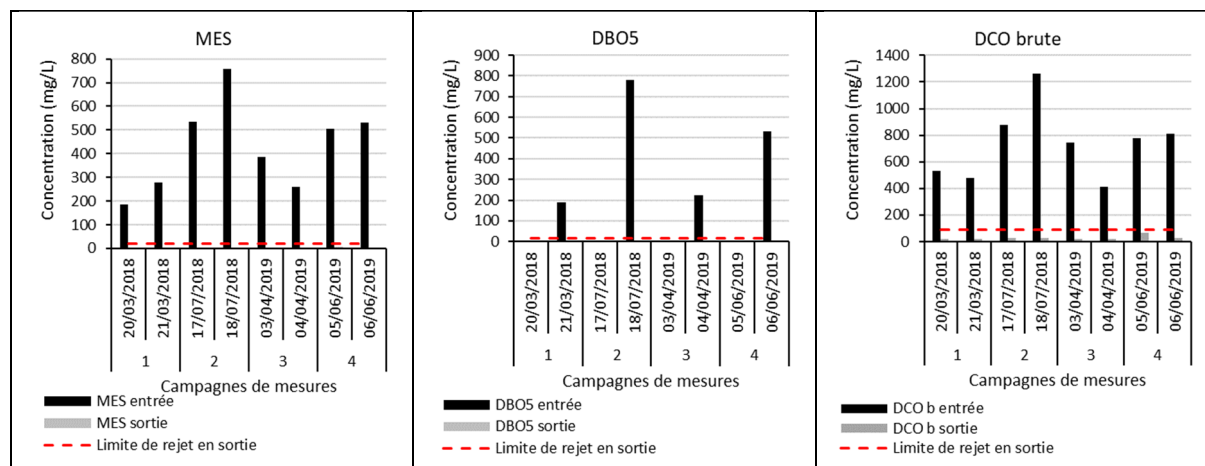


Figure 11. Concentrations en matières carbonées en entrée et sortie de FPR aéré

Les rendements observés par INRAE pour les paramètres DCO, DBO<sub>5</sub> et MES sur le filtre aéré sont présentés en Figure 12.

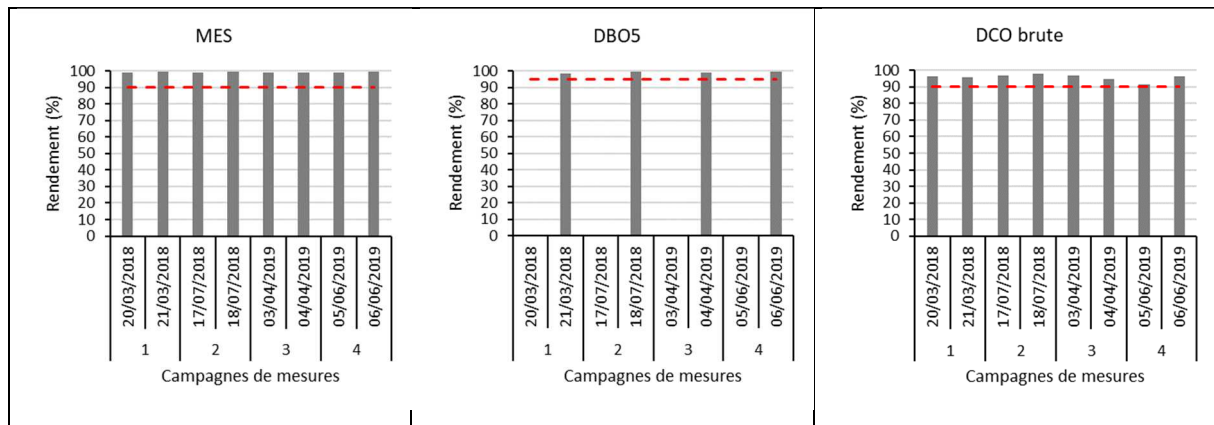


Figure 12. Performances de traitement des matières carbonées du filtre aéré

Ces rendements sont excellents et respectent les seuils de rejets et les rendements imposés (ligne pointillée horizontale rouge), et ce dans toutes les configurations testées (fréquence d'aération, surface alimentée). Le filtre aéré montre ici sa robustesse et sa capacité à gérer et à traiter des effluents dont les variations de concentrations en matières carbonées dans les eaux usées sont importantes.

## 5.5. Performances de traitement des matières azotées

Les performances d'un système par rapport au traitement de l'azote se traduisent par des cycles de nitrification-dénitrification complets. La caractérisation des performances en termes de nitrification s'évalue sur la base des paramètres N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (voire NK et NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), tandis que la dénitrification est déterminée par l'étude des N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et de l'azote global (NGL).

La qualité en termes de matières azotées des effluents recueillis en sortie du filtre aéré est détaillée dans la Figure 13. Comme pour la matière carbonée, les concentrations en sortie de ce filtre sont comparées à celles en entrée pour les deux bilans 24 h de chaque campagne.

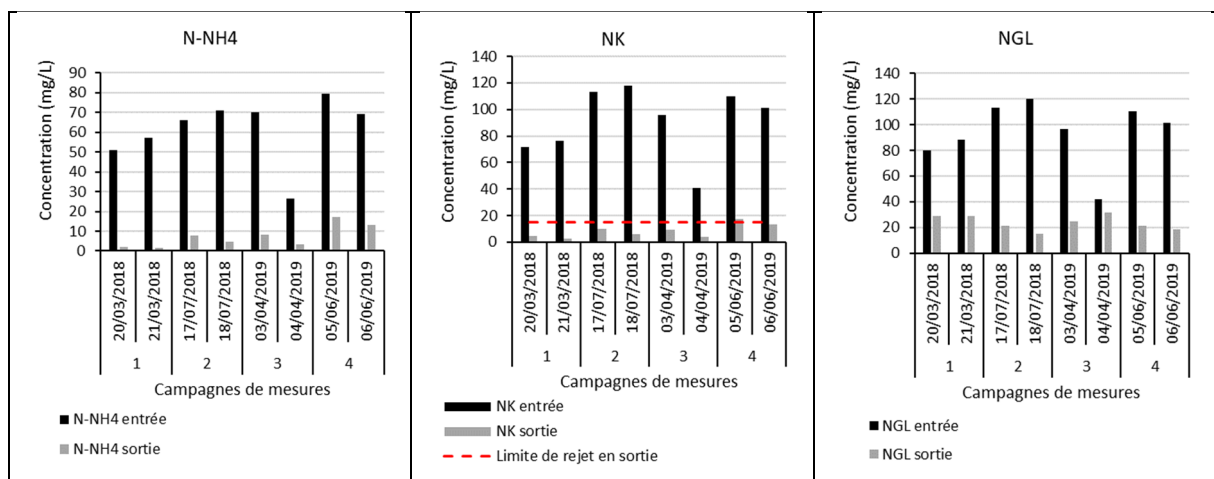


Figure 13. Concentrations en matières azotées en entrée et sortie de Rhizosph'air®

On observe que la diminution de l'aération réalisée sur les différentes campagnes de mesures affecte la nitrification, ayant pour conséquence une augmentation des concentrations de sortie en N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NK, notamment lors de la campagne 4. Pour les premières campagnes, la nitrification est performante et permet largement de respecter le niveau de rejet requis sur le NK. En ce qui concerne l'azote global, les niveaux de sortie obtenus sont variables, soit en raison de la présence de nitrates (dénitrification non optimisée sur les premières campagnes), soit par la présence d'azote ammoniacal (nitrification non complète pour la dernière campagne). Les performances de traitement de l'azote étant affectées aussi bien par des facteurs de charges appliquées que durée d'aération, on détaille par la suite l'impact de ces facteurs sur le comportement du filtre aéré.



S'il peut être observé une baisse des performances de nitrification au cours des campagnes en lien avec la baisse de l'aération (diminution régulière des rendements en N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NK, en Figure 14), elles respectent néanmoins les exigences de performances pour le paramètre NK.

Les rendements en azote global varient au gré des réglages favorables à la nitrification et/ou à la dénitrification. Le faible rendement observé en NGL en avril 2019 est une particularité liée au temps de pluie (165 % de la capacité nominale) : l'effluent en entrée est fortement dilué (Figure 13) et le temps de séjour est plus court (doublement du débit entrant).

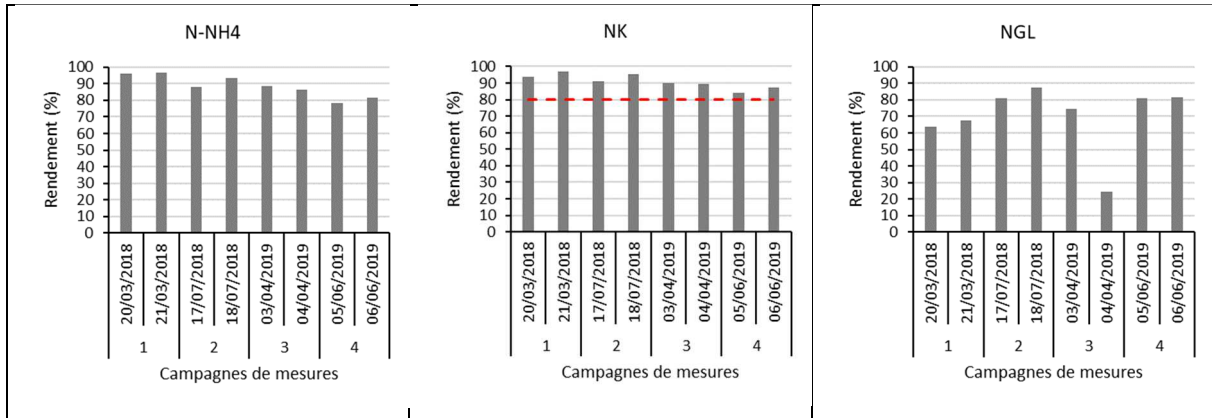
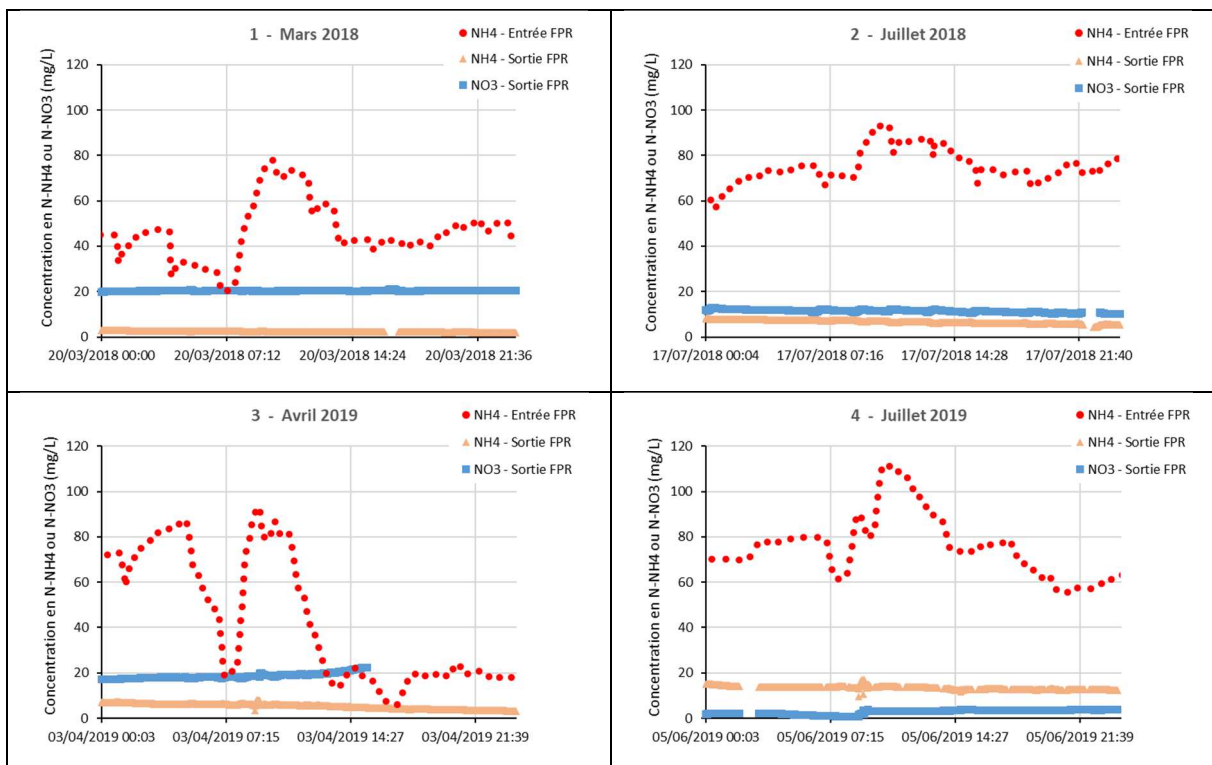


Figure 14. Performances de traitement des matières azotées du filtre aéré

Des sondes multi-paramètres de mesures en continu du NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et du NO<sub>3</sub> ont été placées en entrée et en sortie de filtre aéré. Les données sont représentées en Figure 15. On observe l'efficacité du filtre par un pouvoir tampon entre la variation des concentrations en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en entrée et celles de sortie, et pour lesquelles les pics de concentration en entrée filtre ne se font pas ressentir en sortie. Par ailleurs, alors que les concentrations en sortie en N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> augmentent au fur et à mesure des campagnes de suivi, celles des N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> diminuent, en accord avec les remarques précédentes quant à la diminution de l'aération.



Nota : La concentration en N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en entrée de FPR aéré est négligeable (< 1 mg/L).

Figure 15. Concentrations en N-NH<sub>4</sub> et N-NO<sub>3</sub> mesurées en continu en entrée et sortie de FPR aéré

Les cinétiques de nitrification et dénitrification sont ensuite détaillées afin de préciser l'impact des différentes conditions d'expérimentation et leurs impacts sur le traitement de l'azote global, afin d'optimiser ce dernier.

## Nitrification

L'analyse des charges traitées au regard des charges reçues, en Figure 16, montre une nitrification supérieure à celle issue d'un 1<sup>er</sup> étage vertical classique (Molle *et al.*, 2008) pour l'ensemble des campagnes de mesures. L'aération forcée du système autorise, dans des conditions d'aération non limitantes, une nitrification totale. On observe toutefois un décrochage par rapport à un rendement de 100 %, sur les dernières campagnes, avec une chute des performances de 8 points sur le paramètre NH<sub>4</sub><sup>+</sup> entre les campagnes 3 et 4 (points davantage éloignés de la droite de 100 % de rendement). Ceci peut être attribué à l'augmentation de la charge appliquée couplée à la diminution du temps d'oxygénation, induisant une limitation sur le processus de nitrification. En effet, l'analyse des besoins et des apports en O<sub>2</sub> par rapport aux besoins (partie 5.6, Tableau 18) met en exergue une suroxygénation pour la campagne 1 (12 h d'oxygénation par jour) et une sous-oxygénation lors de la campagne 4 (seulement 3 h/j).

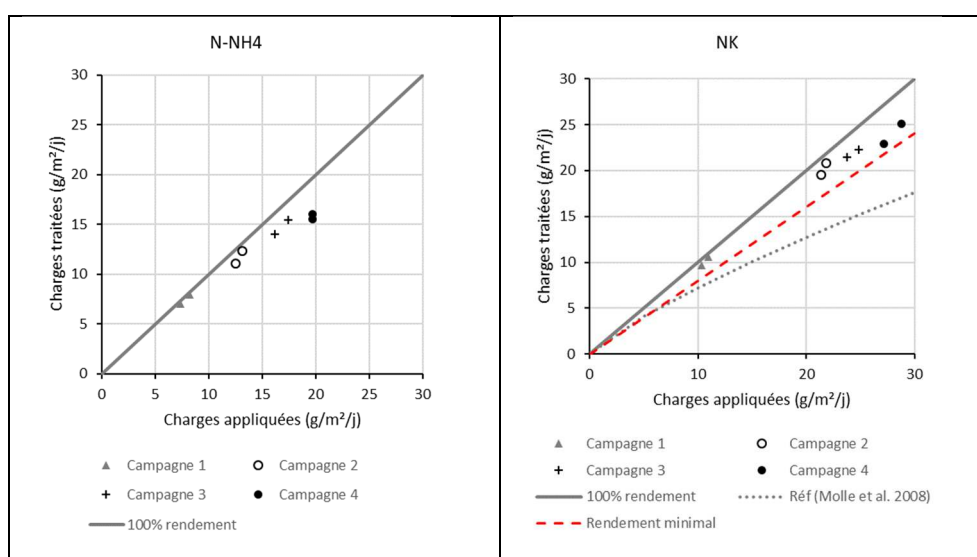


Figure 16. Charges en N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NK appliquées et traitées sur le filtre aéré

L'étude du paramètre HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> fournit davantage d'informations sur les réactions de nitrification au sein du système. Un manque en carbonates peut être à l'origine d'une chute des performances de nitrification. Les besoins en carbonates, consommés par la biomasse nitrifiante, dépendent de la charge en azote en entrée station. Considérant une nitrification des N-NH<sub>4</sub> présents, ainsi qu'une ammonification puis une nitrification du N<sub>org</sub> (azote organique), les calculs sont représentés par l'équation suivante (Cooper, 1996) :

$$[\text{HCO}_3^-]_{\text{nécessaires}} = 8,64 \times [\text{NK}]_{\text{à nitrifier}}$$

En considérant un niveau de rejet de sortie de 10 mg/L de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, les résultats obtenus sont recensés dans le Tableau 13.

Tableau 13. Quantités de carbonates mesurées et calculs des besoins en carbonates (mg/L) en entrée de filtre, pour la nitrification

Campagne de mesures	Dates des bilans 24h	N à nitrifier mg/L	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> présents mg/L	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> nécessaires mg/L
1	mars 2018	67	550	575
2	juillet 2018	103	614	890
3	avril 2019	108	311	933
4	juin 2019	86	580	740

Pour l'ensemble des campagnes (exceptée la campagne 3 d'avril 2019 avec forte pluviométrie), la quantité de carbonates disponibles semble insuffisante pour assurer une dégradation complète de l'azote ammoniacal.

Toutefois, la dénitrification qui a lieu dans la partie saturée du filtre en condition d'anoxie lors des périodes de non aération permet de restituer des carbonates, selon l'équation suivante (Aubry, 2003) :

$$[\text{HCO}_3^-]_{\text{produits}} = 4,4 \times [\text{N-NO}_3^-]_{\text{dénitrifiés}}$$

Ainsi, les quantités de carbonates produits sont recensées dans le Tableau 14.

**Tableau 14. Quantités de carbonates théorique produits (mg/L) au sein du filtre, par dénitrification**

Campagne de mesures	Dates des bilans 24h	N-NO3 produits * mg/L	N-NO3 dénitrifiés ** mg/L	HCO3- produits mg/L
1	mars 2018	74	51	221
2	juillet 2018	112	104	452
3	avril 2019	37	10	45
4	juin 2019	88	83	362

\*  $[\text{N-NO}_3^-]_{\text{produits par nitrification}} = [\text{NK}]_{\text{entrée}} - [\text{NK}]_{\text{sortie}}$

\*\*  $[\text{N-NO}_3^-]_{\text{dénitrifiés}} = [\text{N-NO}_3^-]_{\text{produits par nitrification}} + [\text{N-NO}_3^-]_{\text{entrée}} - [\text{N-NO}_3^-]_{\text{sortie}}$

Des carbonates sont donc consommés par nitrification lors des phases d'aération forcée, puis restitués par dénitrification lors des phases de non-aération, au sein du même réacteur, permettant de réaliser un bilan des carbonates consommés, produits et résiduels en sortie de filtre, tel que détaillé dans le Tableau 15.

**Tableau 15. Bilan des carbonates produits et consommés sur le FPR aéré par nitrification et dénitrification**

Campagne de mesures	Dates des bilans 24h	HCO3- consommés par nitrification *	HCO3- produits par dénitrification	HCO3- présents en sortie de FPR	
		mg/L	mg/L	en théorie ** mg/L	mesuré mg/L
1	mars 2018	640	221	131	154
2	juillet 2018	970	452	0	359
3	avril 2019	315	45	41	226
4	juin 2019	761	362	181	387

\*  $[\text{HCO}_3^-]_{\text{consommés par nitrification}} = 8,64 \times ([\text{NK}]_{\text{entrée}} - [\text{NK}]_{\text{sortie}})$

\*\*  $[\text{HCO}_3^-]_{\text{sortie}} = [\text{HCO}_3^-]_{\text{entrée}} - [\text{HCO}_3^-]_{\text{consommés par nitrification}} + [\text{HCO}_3^-]_{\text{produits par dénitrification}}$

La concentration en carbonates observée en sortie du filtre est plus élevée que la concentration théoriquement présente en sortie. La présence de carbonates en sortie du Rhizosph'air® montre qu'il n'y a pas de limitation de la nitrification due à un manque d'alcalinité. Les hypothèses émises sont les suivantes :

- des réactions de type « anammox » pourraient avoir lieu : le processus « anammox » (ANAerobic AMMonium OXidation) est une autre forme efficace d'élimination de l'azote en traitement des eaux usées, surtout celles riches en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Ce phénomène consiste en la conversion directe de l'ammonium en  $\text{N}_2$  (azote gazeux) par oxydation anaérobie des nitrites. Si des bactéries « anammox » ont déjà été observées sur des FPR partiellement saturés, le contrôle des conditions optimales de leur croissance (température, temps de séjours, concentrations) n'est pas aisé en FPR. Le poids des processus « anammox » semble rester négligeable face au processus de nitrification/dénitrification ;
- un relargage de carbonates du matériau de filtration (graviers), plus important en début de vie de la station (matériau neuf) ;
- un shunt des nitrates peut également avoir lieu ; il consiste en la réalisation partielle de la nitrification (nitritation avec production de nitrites, sans la formation de nitrates par l'étape de nitratisation) qui s'ensuit de réactions de dénitrification des nitrites produits par l'étape précédente. Ce principe de shunt des nitrates réduit la consommation d'oxygène et de

carbonates liée à la nitrification classique, mais dans des conditions spécifiques de température, pH et temps de séjour notamment.

Ainsi, afin d'expliquer la chute de nitrification lors de la dernière campagne de mesures, l'aération semble davantage mise en cause. La diminution de la durée des phases d'aération, qui amoindrit la quantité d'oxygène disponible pour les bactéries nitrifiantes, et l'augmentation de la charge appliquée en entrée due à des concentrations en entrée plus fortes, pourraient expliquer la diminution des rendements en NK au cours des expérimentations (Figure 14). L'analyse des besoins et des apports en O<sub>2</sub> est détaillée en partie 5.6 (Tableau 18).

### Dénitrification et traitement de l'azote global

Le changement de la fréquence d'aération entre les deux campagnes de mesures de 2018, de 12 h/j à 6 h/j, a permis d'améliorer significativement les performances d'abattement de l'azote global, passant de 65 à 85 % de rendement entre mars et juillet 2018, et ce malgré une augmentation de charges appliquées (Figure 17). La 3<sup>ème</sup> campagne de mesures, en avril 2019, conforte les observations de la campagne 2 de juillet 2018 pour l'un des points, tandis qu'un 2<sup>ème</sup> point nettement plus bas illustre la forte chute de rendement du fait d'un temps de pluie (effluents très dilués).

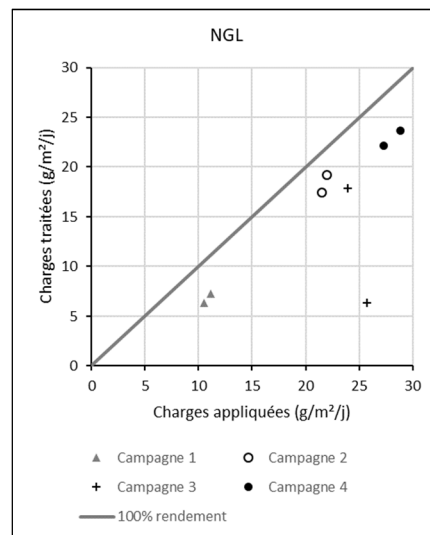


Figure 17. Charges en NGL appliquées et traitées sur le filtre aéré

Ci-après sont interprétés les résultats de la Figure 17 :

- Sur la campagne 1 (mars 2018), les charges appliquées sont très faibles puisque le filtre n'a pas été cloisonné. De plus, l'apport trop important d'oxygène dans le filtre (3h ON / 3h OFF) ne permettait pas de mettre en œuvre des périodes d'anoxie suffisamment longues dans le filtre (voir Figure 19). En conséquence de quoi, si la dégradation aérobie était poussée, la dénitrification ne pouvait pas avoir lieu de manière suffisante (manque de carbone disponible et conditions réductrices insuffisantes).
- Lors de la campagne 2 (juillet 2018), la dénitrification est davantage possible par la présence de cycles d'aération plus courts (1h30 ON / 4h30 OFF), permettant à l'effluent d'atteindre des périodes d'anoxie plus marquées (fortes chutes des teneurs en O<sub>2</sub> entre deux phases d'aération, voir Figure 19 ci-après) lors des périodes de non-aération et propices à la dénitrification. Toutefois, si elle est plus importante qu'en mars, celle-ci reste encore incomplète. Le manque de carbone organique disponible pour la dénitrification pourrait être mis en cause (DBO<sub>5</sub> < 5 mg/L et DCO < 30 mg/L en sortie) : ce point est détaillé par la suite.
- Lors de la campagne 3 (avril 2019), au deuxième bilan 24 h, on note un rendement très faible de l'azote global à 25 %. Ce chiffre est à corréliser au fort débit de temps de pluie :

- le taux de charge hydraulique est supérieur au débit de référence de la station, avec 165 % de la charge hydraulique nominale appliquée au filtre en alimentation ;
  - la concentration en entrée en NGL est fortement diminuée du fait de la dilution des effluents bruts à traiter ;
  - le temps de séjour est fortement réduit, ainsi que la quantité de DCO (carbone organique), affectant la dénitrification ;
  - la concentration en sortie en NGL augmente car il s'agissait des effluents issus de la période d'alimentation précédente, retenus dans le filtre, qui sont envoyés en sortie de filtre sans possibilité de traitement optimal.
- Lors de la campagne 4 (juin 2019), la capacité de dénitrification se rapproche de celle de juillet 2018 malgré la fréquence d'aération diminuée à 3 h/j (45 min ON / 5h15 OFF) pour favoriser les périodes d'anoxie suffisamment longues et bien accentuées (voir Figure 19). Avec l'augmentation des charges appliquées, contrebalancées par des cycles d'aération très courts permettant la dénitrification, les performances d'abattement de l'azote global se maintiennent à un rendement moyen de 80 %. Cette légère baisse de rendement peut être expliquée par l'augmentation de la charge appliquée, un manque de carbone organique disponible pour la dénitrification (la DCO étant toujours inférieure à 30 mg/L) ainsi qu'une nitrification non complète par un léger manque d'aération.

Par ailleurs, les réactions de dénitrification nécessitent une quantité suffisante en carbone organique, dont la source est la DCO. Selon la littérature scientifique, le ratio C/N ( $DCO_{nécessaire}/N-NO_3^-$  à dénitrifier) varie généralement de 2.5 à 10 pour des eaux usées domestiques normalement concentrées (Fan *et al*, 2013). Ainsi, le ratio C/N nécessaire pour le cas de Tarcenay est fixé à 3 selon les retours d'expériences INRAE sur diverses stations, et la quantité de DCO nécessaire pour la dénitrification est définie par l'équation suivante :

$$[DCO]_{nécessaire} \geq 3 \times [N-NO_3]_{à\ dénitrifier}$$

Ainsi les quantités de nitrates à dénitrifier et de DCO disponibles pour chaque campagne sont recensées dans le Tableau 16. On constate que la DCO nécessaire à la dénitrification de l'ensemble des  $NO_3^-$  à traiter pour atteindre le niveau de rejet de 15 mg/L en NGL est généralement équivalent à la quantité de DCO théoriquement présente en entrée de la zone saturée. Au regard des très faibles concentrations en DCO en sortie de filtre (< 30 mg/L, Tableau 10), la totalité de la DCO disponible est éliminée dans le massif filtrant aéré.

**Tableau 16. Quantités de carbone organique et calculs des besoins en DCO (mg/L) en entrée de filtre, pour la dénitrification et atteinte d'un niveau de rejet de 15 mg/L en NGL**

Campagne de mesures	Date du bilan 24h	N à dénitrifier mg/L	DCO eau brute mg/L	DCO entrée zone * saturée mg/L	DCO nécessaire mg/L
1	20/03/2018	62	532	205	186
	21/03/2018	65	479	185	194
2	17/07/2018	109	880	339	326
	18/07/2018	109	1260	485	327
3	03/04/2019	91	742	286	272
	04/04/2019	31	410	158	93
4	05/06/2019	113	776	299	338
	06/06/2019	100	813	313	299

\* Un rendement de 82 % en DCO (Molle *et al*, 2005) est appliqué pour la zone non-saturée en surface du filtre pour 40 cm de zone non-saturée, soit un rendement de 62 % en DCO pour les 30 cm de Tarcenay.

Pour un traitement de l'azote global, on comprendra ici l'intérêt d'un équilibre fin et optimisé entre nitrification/dénitrification, disponibilité du carbone et les diverses conditions d'aération appliquées.



## 5.6. Suivi de l'oxygénation

Un suivi détaillé de l'oxygénation au sein du massif filtrant aéré permet d'apporter des informations complémentaires indispensables à la compréhension des performances de traitement de l'azote et tout particulièrement de la nitrification.

L'oxygène dissous a été mesuré en continu en plusieurs points des demi-filtres (Figure 18). La Figure 19 et la Figure 20 montrent la variation de la concentration en O<sub>2</sub> dissous avec l'alternance des phases d'aération ainsi que la température tout au long des campagnes de mesures. Les sondes indiquent des concentrations en O<sub>2</sub> en cohérence avec les phases d'aération. Quand l'aération est en marche, l'oxygène dissous augmente, et vice-versa.

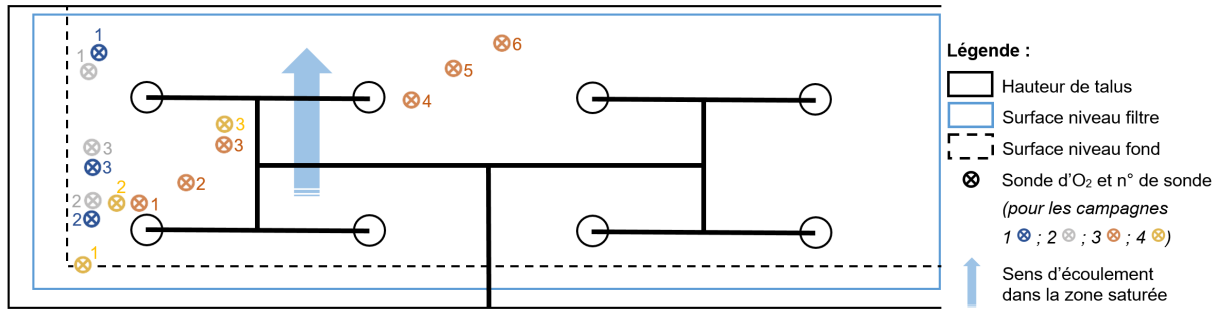
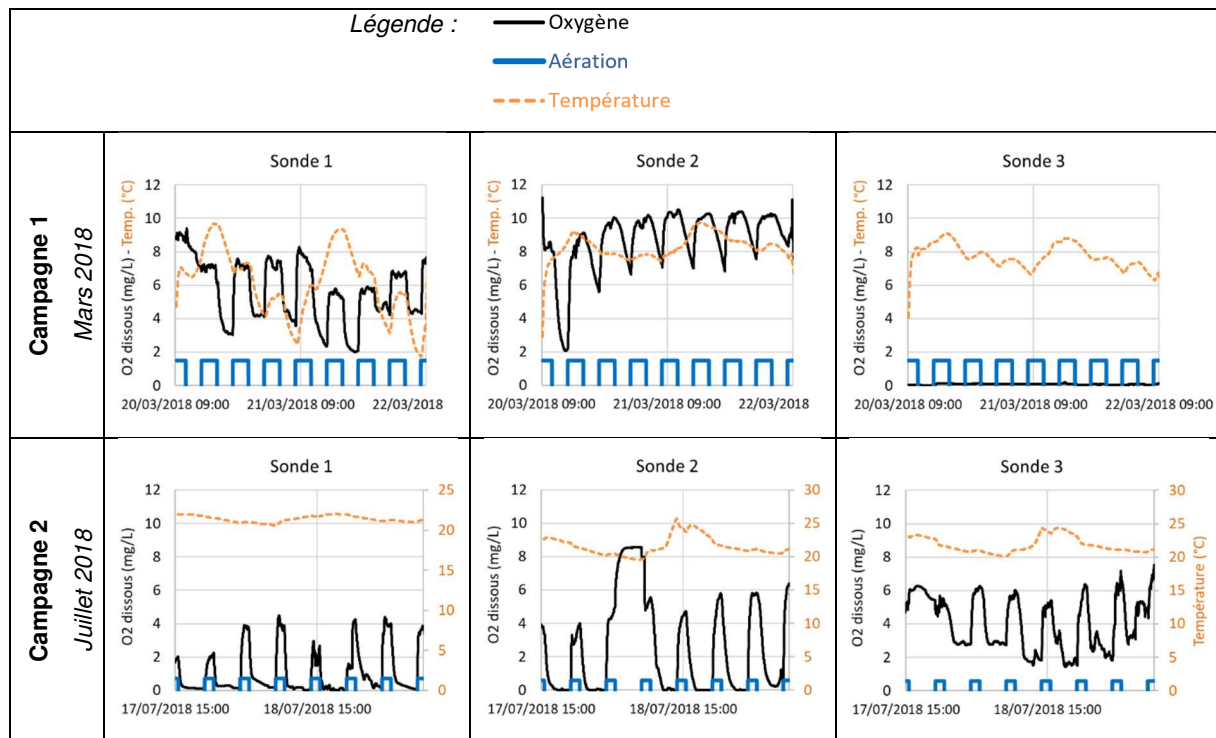


Figure 18. Schéma d'implantation des sondes d'oxygène dans le demi-filtre au repos



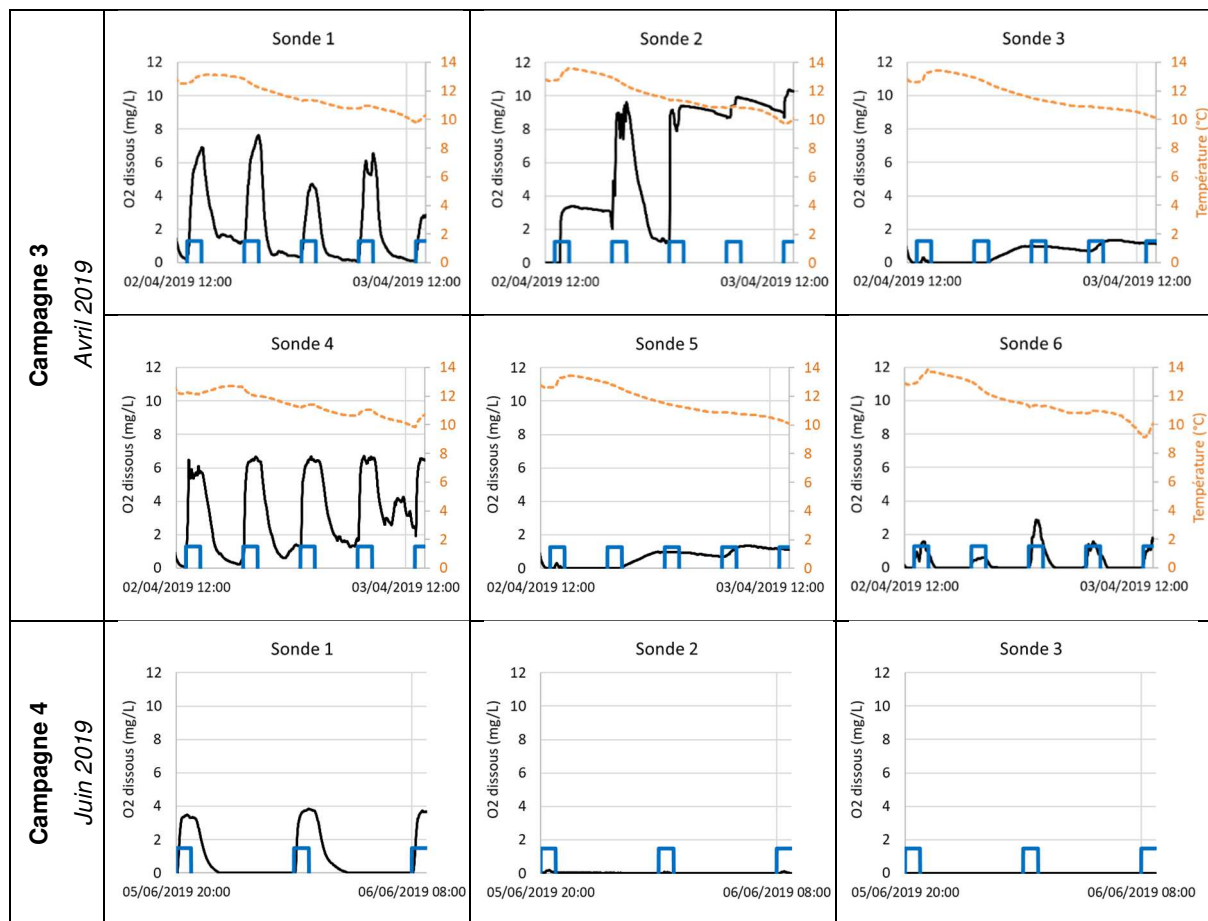


Figure 19. Évolution de la concentration en O<sub>2</sub> dissous avec l'alternance des phases d'aération, sur le lit aéré au repos

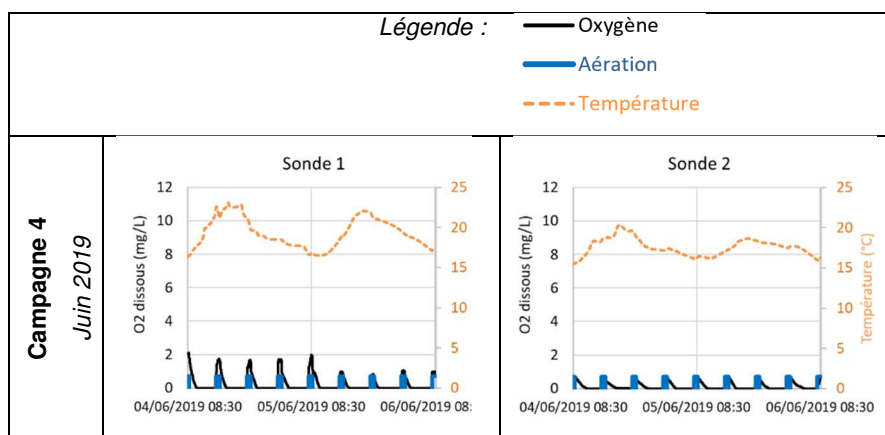


Figure 20. Évolution de la concentration en O<sub>2</sub> dissous avec l'alternance des phases d'aération, sur le lit aéré en alimentation

Globalement, on constate que les données recueillies par les sondes d'O<sub>2</sub> implantées dans le massif sont très hétérogènes, sans lien particulier avec la phase d'expérimentation (saison) et le lieu d'implantation des sondes (éloignement d'un point d'alimentation ou d'un bord de filtre par exemple).

Ci-après sont interprétés en détails les résultats de la Figure 19 et de la Figure 20 :

- les concentrations en oxygène dissous lors de la première campagne (mars 2018) restent élevées et ne descendent pas aussi bas que lors des campagnes suivantes. Ceci peut être expliqué par le changement de la durée journalière d'aération, plus courtes à partir de juillet 2018 ;
- lors des campagnes 2 et 3 (juillet 2018 et avril 2019), on observe des phases avec des concentrations en oxygène assez élevées et qui ne redescendent pas avec l'arrêt de l'aération.

Ces plateaux de concentration en O<sub>2</sub> sont probablement dus à une bulle d'air coincée sur la sonde, provoquant un artefact sur les données recueillies ;

- pour chaque campagne (hormis celle de juillet 2018), on peut constater certaines sondes pour lesquelles la concentration en oxygène dissous est très faible voire continuellement nulle. Toutes les sondes ont pourtant été calibrées de manière similaire ; de plus les sondes n'ont jamais été installées au même endroit d'une campagne à une autre. Il est fort probable qu'elles aient été implantées dans une zone non desservie par le parcours des bulles d'air. Cela tend davantage à démontrer l'hétérogénéité de l'aération dans ces ouvrages, qui peut être bénéfique aux processus de dénitrification.

Il est à noter qu'une concentration en O<sub>2</sub> de 0,5 à 2 mg/L est suffisante pour assurer la nitrification poussée (selon Labella *et al.*, 2015, cité par Durot et Molle, 2016 ; FNDAE 25, 2001).

Les valeurs mesurées par les sondes étant très localisées, elles ne peuvent représenter l'état global d'aération du filtre. Il est possible pour cela de raisonner sur l'estimation des apports via le fonctionnement des soufflantes. En comparant les besoins en oxygène pour la dégradation des polluants au sein du filtre par rapport aux apports en O<sub>2</sub> des soufflantes, il est possible d'estimer si le filtre est en sur-oxygénation ou en sous-oxygénation ; un manque ou un excès d'O<sub>2</sub> peut aider à expliquer les résultats de performances de traitement observées.

Sur la base de la demande en oxygène par la biomasse pour la biodégradation des polluants, un taux de consommation d'O<sub>2</sub> (oxygen consumption rate (OCR), en gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/j) peut être défini par les équations détaillées au Tableau 17.

Tableau 17. Equations de calcul de la consommation d'oxygène (OCR),

Source	Equations de calcul OCR
Nivala <i>et al.</i> , 2013	$OCR_{\text{minimal}} = 1,5 * \Delta M_{\text{NK}}$ $OCR_{\text{intermédiaire}} = \Delta M_{\text{DBO5}} + 1,7 * \Delta M_{\text{NK}}$ $OCR_{\text{maximal}} = 1,5 * \Delta M_{\text{DBO5}} + 4,6 * \Delta M_{\text{NK}}$
Liénard <i>et al.</i> , 1998	$OCR = \Delta M_{\text{DCO}} + 4,5 * \Delta M_{\text{NK}}$
Platzer, 1999	$OCR = 0,7 * \Delta M_{\text{DCO}} + 4,3 * \Delta M_{\text{NK}} - 2,9 * \Delta M_{\text{N-NO3}}$
Cooper, 2005	$OCR = \Delta M_{\text{DBO5}} + 4,3 * \Delta M_{\text{N-NH4}}$

L'approche surfacique (charge polluante rapportée à la surface du filtre) n'étant pas adaptée pour un traitement biologique dans un réacteur saturé, les OCR ont été rapportés au volume réactionnel utilisé pour le transfert d'oxygène (volume du filtre) et s'expriment en kgO<sub>2</sub>/j.

L'équation de Platzer (1999) a été utilisée pour les calculs d'OCR car elle inclut la consommation de carbone (DCO), l'oxydation de l'azote par nitrification (NK) et la réduction de l'azote par dénitrification (NO<sub>3</sub>). Cette dernière étant un processus important à Tarcenay, l'équation a été adaptée en tant que « Platzer modifiée » telle que :

$$OCR_{\text{Platzer modifié}} = 1,0 * \Delta M_{\text{DCO}} + 4,3 * \Delta M_{\text{NK}} - 2,9 * \Delta M_{\text{N-NO3}}$$

Les besoins en O<sub>2</sub> sont alors confrontés aux apports en O<sub>2</sub> au sein du filtre (Tableau 18). Ces derniers proviennent de deux sources :

- les soufflantes : l'apport en oxygène est calculé sur la base du temps de fonctionnement de l'aération au moment des campagnes et d'un coefficient de transfert (standard oxygen transfer efficiency (SOTE)) de 4,7 % (Boog *et al.*, 2014 ; Wallace *et al.*, 2007). A titre d'information, des taux de transferts de 4,7 à 6,6 % sont constatés lors d'études sur des filtres à aération forcée (Nivala *et al.*, 2020) ;
- la dénitrification : l'apport en oxygène est calculé sur la base d'une rétrocession de 2,85 g d'O<sub>2</sub> par g d'azote dénitrifié (FNDAE 25, 2001).

Tableau 18. Bilan des besoins et apports en oxygène

Campagne de mesures	Date du bilan 24h	BESOINS en O <sub>2</sub> (OCR)					APPORTS en O <sub>2</sub>				
		Nivala 2013		Liénard	Platzer	Cooper	Durée d'aération	Envoi par soufflantes	Diffusé dans l'effluent	Apport * par dénitr.	Total des apports
		OCR max	OCR inter.	1998	modifié	2005	h/j	kgO <sub>2</sub> /j	kgO <sub>2</sub> /j	kgO <sub>2</sub> /j	kgO <sub>2</sub> /j
1	20/03/2018	14	5	23	22	11	12	981	46	8	54
	21/03/2018	21	10	24	22	16	12	981	46	10	56
2	17/07/2018	25	13	24	20	16	6	248	12	12	23
	18/07/2018	32	17	32	26	21	6	248	12	13	25
3	03/04/2019	24	13	23	18	17	6	216	10	11	22
	04/04/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	05/06/2019	24	13	20	12	16	3	108	5	14	19
	06/06/2019	29	16	27	19	19	3	108	5	15	20

\* Apport d'O<sub>2</sub> par dénitrification = [N-NO<sub>3</sub>] dénitrifiés x Q x 2,85 (avec le débit Q en m<sup>3</sup>/j)

La quantité d'oxygène qui serait théoriquement diffusée au sein du massif de FPR aéré apparaît correcte pour l'ensemble des campagnes de mesures au regard des OCR calculés (Tableau 18). Sur la base des demandes en O<sub>2</sub> estimées précédemment avec la formule « Platzer modifiée » (incluant la demande en O<sub>2</sub> par nitrification et l'apport en O<sub>2</sub> via la dénitrification), la Figure 21 traduit l'impact de cette fourniture en oxygène sur les niveaux de sortie et les rendements en azote, et cela pour chaque séquençage d'aération.

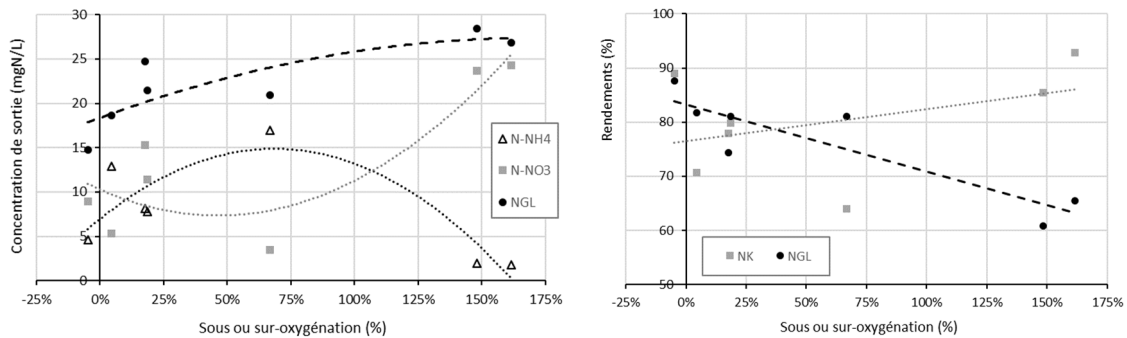


Figure 21. Concentration de sortie (gauche) et rendements (droite) en azote, en fonction de l'oxygénation (hors 2<sup>ème</sup> bilan d'avril 2019 réalisé par temps de pluie)

On observe logiquement qu'une suroxygénation induit une diminution de l'azote ammoniacal et une augmentation des nitrates, tandis que la sous-oxygénation va provoquer l'effet inverse. Il apparaît donc important d'adapter les cycles d'aération aux conditions de charges appliquées pour optimiser le traitement de l'azote global.

De même, en faisant la somme des concentrations en sortie (points noirs représentant le NGL de la Figure 21), on observe qu'il est peut-être délicat, dans les conditions de fonctionnement du système étudié, d'atteindre des niveaux de rejets bas en azote global (<15 mg NGL/L). La concentration en DCO au sein du système, en sortie proche de la DCO réfractaire, peut limiter fortement la dénitrification. Pour optimiser le traitement de l'azote global, il peut donc être envisagé :

- d'appliquer des cycles d'aération différents sur le compartiment alimenté et celui non alimenté ;
- de réduire la hauteur de la zone non saturée afin de conserver une source de carbone (DCO) pour la dénitrification ;
- d'utiliser des soufflantes moins puissantes afin de limiter les apports d'O<sub>2</sub> par à-coups.

Les auteurs du rapport précisent que la station de Tarcenay n'a pas été conçue pour traiter l'azote global, mais uniquement les paramètres carbonés et l'ammonium (soufflantes puissantes, hauteur de zone non-saturée proche d'un FPR type 1<sup>er</sup> étage classique). C'est donc dans un cadre expérimental que les performances d'élimination du NGL ont été étudiées par INRAE.

## Conclusions – Perspectives

L'objet de ce rapport est l'étude de la filière Rhizosph'air® (brevet Syntea), un procédé de FPR disposant d'une aération forcée. La station de traitement des eaux usées de la commune de Tarcenay (25) a fait l'objet d'un suivi des performances de fonctionnement par INRAE au cours de 4 campagnes de mesures en mars et juillet 2018, puis en avril et juin 2019. Les points de prélèvement (entrée station et sortie du filtre aéré Rhizosph'air®) ont été suivis par des bilans 24 h, un suivi hydraulique et des paramètres chimiques mesurés en continu (pH, conductivité, redox, oxygène dissous,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ).

Les effluents en entrée de la station étaient caractéristiques des eaux usées domestiques et leur biodégradabilité était correcte lors de la période d'étude. Les concentrations des eaux usées brutes sont comprises entre 479 et 1 260 mg DCO/L et 72 à 118 mg NK/L (temps sec). Les conditions de mesures en termes de charges hydrauliques reçues par le filtre aéré (en temps sec) étaient comprises entre 39 et 77 % de la capacité nominale, soit 0,14 à 0,28 m<sup>3</sup>/j appliqués sur le filtre en alimentation, et les charges organiques étaient variables de 69 à 231 g DCO/m<sup>2</sup>/j et 10 à 29 g NK/m<sup>2</sup>/j.

Les concentrations en sortie étaient excellentes et respectaient systématiquement les exigences de rejets dans les conditions d'aération prescrites par le constructeur.

La filière Rhizosph'air® témoigne de très bonnes performances sur l'élimination de la pollution carbonée et azotée. Les rendements sont tous supérieurs à 92 % pour la DCO et à 99 % pour les MES (exigences minimales de 90 %), à 98 % pour la DBO<sub>5</sub> (exigence de 95 %) et à 84 % pour le NK (exigence de 80 %), et ce quelles que soient les conditions de fonctionnement de la station au regard des charges reçues, des saisons, ou des fréquences d'aération. De même, le suivi des performances lors d'une pluie a permis de mettre en évidence la robustesse du système soumis à des variations de charges hydrauliques : les performances de traitement de la pollution carbonée et de nitrification sont maintenues avec des charges hydrauliques de 165 % (0,61 m<sup>3</sup>/j).

Sur des objectifs de traitement classiques, y compris la nitrification, la filière permet, au détriment d'une technicité accrue (aération forcée), de produire des niveaux de rejets plus bas et plus stables qu'une filière classique à deux étages et avec une emprise foncière minimisée.

L'intérêt de la filière étant de pouvoir également viser des objectifs de traitement sur l'azote global, malgré une station non dimensionnée pour cela, des modifications de fonctionnement ont été réalisées pour étudier son potentiel sur l'azote global et les voies d'optimisation.

Pour cela il a principalement été réalisé différents séquençages et durées d'aération en lien avec une compartimentation des filtres pour augmenter les charges. On notera les principales conclusions suivantes :

- lors de la campagne 1, la suroxygénation (12 h d'aération quotidiennes : 3h ON / 3h OFF) est importante et défavorable à la dénitrification ( $\text{N-NO}_3^- > 23 \text{ mg/L}$  en sortie) au profit quasi exclusif de la nitrification ( $\text{NK} < 5 \text{ mg/L}$ ) ;
- les campagnes 2 et 3, à 6 h d'aération par jour (1h30 ON / 4h30 OFF), indiquent une nette amélioration du traitement de l'azote global, grâce à des réactions de nitrification toujours bien présentes ( $\text{NK} < 10 \text{ mg/L}$ ) et des phases de non-aération marquées pour permettre la dénitrification ( $\text{N-NO}_3^- < 16 \text{ mg/L}$  en temps sec) ;
- la campagne 4 a permis de tester les limites du système avec une sous-aération à 3 h/j (45 min ON / 5h15 OFF) : la nitrification est alors affectée ( $\text{NK}$  de 13 à 17 mg/L) tandis que la dénitrification est totale ( $\text{N-NO}_3^- < 6 \text{ mg/L}$ ).

Il n'a pas été mis en évidence de carence en carbonates au regard des valeurs de  $\text{HCO}_3^-$ , carbone minéral indispensable à la biomasse nitrifiante. Toutefois, un manque en carbone organique (ratio C/N insuffisant) pour la dénitrification a été observé dans les conditions expérimentales testées, tant la dégradation de la DCO dans la zone librement drainée et/ou au sein du filtre aéré est importante.

L'analyse plus fine des conditions d'oxygénation au sein du massif avait pour objectif de mieux comprendre les dynamiques d'oxygénation et de consommation d'oxygène. Le caractère localisé de la mesure par sonde insérée au sein du massif ne permet pas d'avoir une vision globale des conditions générale du filtre au regard de l'hétérogénéité spatiale aussi bien de l'oxygénation (trajet des bulles d'air) que des consommations. Ainsi, une analyse globale entre l'oxygène théoriquement consommée pour la dégradation des polluants, au regard des transferts, et du temps de marche des soufflantes, a permis de ressortir des éléments intéressants pour l'optimisation de la gestion. Si certains bilans ont permis de respecter un niveau de 15 mg NGL/L avec 88 % d'abattement (permettant d'être compétitif avec des procédés intensifs), il s'avère important de bien adapter les cycles d'aération aux charges appliquées. Les résultats laissent entrevoir, moyennant une optimisation de l'aération (séquençage et spatialité), la possibilité d'une garantie de traitement en NGL inférieure à 15 mg NGL/L, et par là-même le fort potentiel de développement de cette filière FPR aéré.

Outre le gain et l'optimisation fonciers, si on compare le Rhizosph'air® à une filière 2 étages classiques (surface de filtres divisée par 2, long temps de séjour hydraulique), son déploiement futur sera d'autant plus intéressant si l'on confirme ce qui a pu être observé dans d'autres études sur l'abattement bactériologique, d'un niveau supérieur aux filières naturelles conventionnelles (Nivala *et al.*, 2020). Une telle confirmation permettrait également d'entrevoir un intérêt applicatif dans le cadre de projets de réutilisation des eaux usées traitées.

Par ailleurs, le suivi de la consommation énergétique de la station de Tarcenay n'a pas pu être réalisé. Il sera nécessaire dans le futur de préciser ces consommations sur des filières optimisées afin de comparer l'efficacité énergétique de la filière au regard des filières conventionnelles comme les boues activées.

## Bibliographie

- Boog J., Nivala J., Aubron T., Wallace S., van Afferden M., Müller R-A (2014) Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. *Bioresource Technology*, pp. 166-174.
- Cooper P. (1996) Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. *Severn Trent Water, WRc*, 184 p.
- Cooper P. (2005). The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Water Sci. Technol.* 51 (9), 81–90.
- Dufour E. (2009) Traitement des eaux usées domestiques : Filtres plantés de roseaux à flux vertical. Analyse du Cycle de Vie (ACV). Rapport de stage de Master 2 de l'Université Montpellier 2, encadré par Roux P. et Boutin C. 74 p.
- Durot M-A., Molle P. (2016) - Filtres Plantés de Roseaux à aération forcée – Synthèse bibliographique. EPNAC atelier Veille des procédés nouveaux, 21p.
- Fan J., Wang W., Zhang B., Guo Y., Ngo H. H., Guo W., Zhang J., Wua H. (2013) Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Impact of influent COD/N ratios. *Biores. Tech.* 143, pp. 461-466.
- FNDAE 25 - Deronzier G., Schétrite S., Racault Y., Canler J-P., Liénard A., Héduit A., Duchène P. (2001) Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. Document technique FNDAE, 79p.
- Labella A., Caniani D., Hughes-Riley T., Morris R.H., Newton M.I., Hawes P., Puigagut J., García J., Uggetti E. (2015) Aeration and heating to improve treatment efficiency and delay clogging development of intensified experimental constructed wetlands. [http://irep.ntu.ac.uk/4077/1/220179\\_2400.pdf](http://irep.ntu.ac.uk/4077/1/220179_2400.pdf)
- Liénard A., Boutin C., Esser D. (1998) Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R.(Eds.), France. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 153-167.
- Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G., Iwema A. (2005) How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Wat. Sc. Tech.* 51(9), pp 11-21.
- Molle P., Prost-Boucle S., Liénard A. (2008) Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecol. Eng.* 34, pp. 23-29.
- Nivala J., Murphy C., Freeman A. (2020) Recent Advances in the Application, Design, and Operations & Maintenance of Aerated Treatment Wetlands. *Water* 12 (1188), 21p.
- Nivala J., Wallace S., Headley T., Kassa K., Brix H., van Afferden M., Müller R. (2013) Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 61, pp. 544-554.
- Platzer C. (1999) Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Wat. Sc. Tech.* 40(3), pp 257-263.
- Wallace S., Liner M., Redmon D., Hildebrand M. (2007) Oxygen transfer efficiency in aerated subsurface flow wetlands. Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control, 16–20 September 2007. University of Tartu, Tartu, Estonia.



## Table des illustrations

### Figures

Figure 1 : Plan masse de la station de traitement des eaux usées de Tarcenay (25) (gauche), construction du Rhizosph'air® (droite) .....	5
Figure 2. Schéma de principe de la filière Rhizosph'air® (©Syntea) .....	5
Figure 3. Photo du réseau d'aération en fond du filtre (©INRAE) .....	6
Figure 4. Principe du fonctionnement du filtre par alternance d'alimentation (©Syntea).....	7
Figure 5. Débits en entrée de la station durant la période d'étude 2018 .....	11
Figure 6. Débits en entrée de la station durant la période d'étude 2019 .....	11
Figure 7. Courbes de récupération du traceur (fluorescéine) en sortie du filtre aéré en mai 2019 .....	12
Figure 8. Evolution du pH en entrée et sortie du Rhizosph'air® .....	14
Figure 9. Evolution de la conductivité en entrée et en sortie du Rhizosph'air®.....	15
Figure 10. Evolution du redox en entrée et en sortie, et de l'oxygène en sortie du Rhizosph'air® .....	16
Figure 11. Concentrations en matières carbonées en entrée et sortie de FPR aéré .....	17
Figure 12. Performances de traitement des matières carbonées du filtre aéré .....	18
Figure 13. Concentrations en matières azotées en entrée et sortie de Rhizosph'air®.....	18
Figure 14. Performances de traitement des matières azotées du filtre aéré .....	19
Figure 15. Concentrations en N-NH4 et N-NO3 mesurées en continu en entrée et sortie de FPR aéré .....	19
Figure 16. Charges en N-NH4+ et NK appliquées et traitées sur le filtre aéré .....	20
Figure 17. Charges en NGL appliquées et traitées sur le filtre aéré .....	22
Figure 18. Schéma d'implantation des sondes d'oxygène dans le demi-filtre au repos .....	24
Figure 19. Évolution de la concentration en O2 dissous avec l'alternance des phases d'aération, sur le lit aéré au repos .....	25
Figure 20. Évolution de la concentration en O2 dissous avec l'alternance des phases d'aération, sur le lit aéré en alimentation.....	25
Figure 21. Concentration de sortie (gauche) et rendements (droite) en azote, en fonction de l'oxygénation (hors 2ème bilan d'avril 2019 réalisé par temps de pluie).....	27

### Tableaux

Tableau 1 : Bases de dimensionnement du 1er étage (horizon 2040) .....	6
Tableau 2. Exigences maximales imposées aux rejets.....	7
Tableau 3. Conditions de fonctionnement lors des campagnes de mesures .....	10
Tableau 4. Condition de charges hydrauliques reçues par le filtre alimenté du 1er étage de FPR aéré .....	11
Tableau 5. Concentrations des eaux usées brutes en entrée de station.....	13
Tableau 6. Ratios caractéristiques des eaux usées brutes.....	13
Tableau 7. Charges organiques en entrée de station .....	13
Tableau 8. Charges appliquées sur le filtre en fonctionnement .....	14
Tableau 9. Taux de charges organiques appliquées sur le filtre en fonctionnement.....	14
Tableau 10. Concentrations et rendements du Rhizosph'air® en matières carbonées.....	16
Tableau 11. Concentrations et rendements du Rhizosph'air® en matières azotées.....	16
Tableau 12. Concentrations et rendements du Rhizosph'air® en orthophosphates .....	17
Tableau 13. Quantités de carbonates mesurées et calculs des besoins en carbonates (mg/L) en entrée de filtre, pour la nitrification .....	20
Tableau 14. Quantités de carbonates théorique produits (mg/L) au sein du filtre, par dénitrification .....	21
Tableau 15. Bilan des carbonates produits et consommés sur le FPR aéré par nitrification et dénitrification.....	21
Tableau 16. Quantités de carbone organique et calculs des besoins en DCO (mg/L) en entrée de filtre, pour la dénitrification et atteinte d'un niveau de rejet de 15 mg/L en NGL.....	23
Tableau 17. Equations de calcul de la consommation d'oxygène (OCR), .....	26
Tableau 18. Bilan des besoins et apports en oxygène.....	27

Office Français de la Biodiversité



Hall C – Le Nadar  
5, square Félix Nadar  
94300 Vincennes

+33 (0)1 45 14 36 00

[www.afbiodiversite.fr](http://www.afbiodiversite.fr)

Institut National de Recherche en  
Agriculture, Alimentation et  
Environnement



Centre de Lyon-Grenoble  
Auvergne-Rhône-Alpes

5, rue de la Doua

69100 Villeurbanne

+33 (0)4 72 20 87 87

[www.inrae.fr](http://www.inrae.fr)