

Amélioration du rejet des lagunes d'épuration

Expérimentation de rock filter aéré et non aéré



Evaluation de deux procédés rock filter :

aéré	non aéré
à Vaux-Rouillac, en Charente (16)	à Saint-Pierre-sur-Orthe, en Mayenne (53)

Atelier du Groupe de Travail sur l'Évaluation des Procédés Nouveaux
d'Assainissement des petites et moyennes Collectivités



Décembre 2017

Contexte de programmation et de réalisation

Le parc de lagunages en France vieillissant, il est important de développer des techniques d'épuration permettant l'amélioration des rejets pour les petites et moyennes collectivités. Les mécanismes inhérents au lagunage naturel (développement algal et microbien), son faible coût et sa maintenance simple en font un procédé de traitement intéressant. Néanmoins, les niveaux de rejet et les exigences environnementales de plus en plus contraignantes, mettent parfois en non-conformité ce traitement rustique. L'arrêté du 21 juillet 2015 précise les performances minimales des stations de traitement des eaux usées (STEU) dont les concentrations réductrices en MES en rejet de lagune (> 150 mg/L). Pour rester conforme et dans le cadre de la réhabilitation des stations d'épuration, les stations de Vaux Rouillac en Charente (350 EH) et de Saint Pierre sur Orthe en Mayenne (450 EH) ont associé à leurs lagunes, un rock filter (l'effluent traverse un lit constitué de granulats de taille variable). Iristea a donc, dans le cadre du Groupe de Travail EPNAC, expérimenté ces deux rock filters dont l'un est équipé d'une aération forcée (procédé d'épuration biologique aérobie). La compréhension et la connaissance du transfert d'oxygène sont alors indispensables. Deux campagnes de mesures sur le terrain pour chacun des deux sites d'études ont permis de réaliser une évaluation des performances, étage par étage, de l'ensemble de la STEU et pour Vaux Rouillac, du système d'aération forcée du rock filter.

Auteurs

Alison Baesa, Stagiaire Iristea

Sophie Houdebine, Stagiaire Iristea

Marie Amélie Durot, Ingénieure d'études Iristea et coordinatrice du GT EPNAC

Pascal Molle, Ingénieur de recherche Iristea

Correspondants

Claire Leval

Chargée de mission « Eau Aménagements urbains »

Email: claire.leval@onema.fr

ONEMA

Pascal Molle

Ingénieur de Recherche

Email : pascal.molle@irstea.fr

Iristea Lyon

Droits d'usage :	<i>Confidentiel</i>
Couverture géographique :	<i>National</i>
Niveau géographique	<i>National</i>
Niveau de lecture	<i>Professionnels, experts, décideurs</i>
Nature de la ressource :	<i>Rapport intermédiaire</i>

- **RESUME**

Le parc de lagunages en France est vieillissant et les projets de réhabilitation de ces stations de traitement des eaux usées sont amenés à se multiplier. Aussi, dans un contexte réglementaire évolutif, au bénéfice de l'environnement, il est important de développer des techniques d'épuration permettant l'amélioration des rejets pour les petites et moyennes collectivités.

Le lagunage naturel est un procédé intéressant car rustique (développement algal et microbien), de faible coût d'exploitation et de maintenance simple. Néanmoins, les niveaux de rejet et les exigences environnementales de plus en plus contraignantes, induisent parfois sa non-conformité.

L'arrêté du 21 juillet 2015 précise les performances minimales des stations de traitement des eaux usées (STEU) et notamment les concentrations rédhibitoires en MES en rejet de lagune (> 150 mg/L).

Ainsi des études ont intégré une étape d'affinage, basée le plus souvent sur la filtration, afin de compléter le traitement de la charge organique et la nitrification en présence de lagunages.

A l'issue d'une synthèse bibliographique, réalisée par l'atelier « Amélioration des rejets de lagunages d'épuration » du GT EPNAC en 2015, l'ajout d'un rock filter en fin de traitement (l'effluent traverse un lit constitué de granulats de taille variable) s'est distingué parmi les procédés existants et potentiellement intéressants, pour lequel un manque de retours d'expériences apparaissait.

Une enquête de recensement des procédés de ce type a alors été menée sur le territoire national fin 2015. Au total, 8 dispositifs ont été recensés. Deux stations, associant à leurs lagunages un rock filter intégré au sein du dernier bassin et de capacité proches, ont été retenues pour des expérimentations en 2016 et 2017.

La station de Vaux Rouillac en Charente (350 EH) comprend un rock filter avec aération forcée (procédé d'épuration biologique aérobie) et la station de Saint-Pierre-sur-Orthe (450 EH), un rock filter non aéré.

La connaissance du transfert d'oxygène est requise pour l'analyse de la qualité et de la fiabilité du traitement des eaux usées à Vaux Rouillac.

Par suite, deux campagnes intensives de terrain pour chacun des deux sites d'étude ont permis de réaliser des bilans journaliers (24h) et d'évaluer les capacités respectives des STEU à traiter les charges hydrauliques et organiques, étage par étage, ainsi que l'évaluation des performances du système d'aération forcée dans le rock filter de Vaux Rouillac.

Ce rapport traite de l'ensemble des données de l'étude et leurs interprétations. Il tente d'apporter un éclairage sur les performances observées d'un rock filter en guise de traitement de finition.

Les résultats montrent que les deux STEU respectent tout à fait les niveaux de rejets imposés à l'échelle globale pour l'ensemble des paramètres (DCO, DBO5, MES, azote et phosphore). Les 1^{er} étages FPR (filtre planté de roseaux) d'une part et Biho-filtre® d'autre part sont très significatifs dans les performances de traitement et ne permettent que peu de juger de l'amélioration apportée ensuite par le lagunage puis les rock filters pour lesquels les charges entrantes sont très faibles.

Le rôle de filtration du rock filter semble cependant assuré avec une concentration maximum observée de 20 mg.L⁻¹ de MES en sortie de filtre.

La comparaison entre les deux rock filters met en évidence l'intérêt de l'ajout d'aération lorsque les niveaux de rejets nécessitent un traitement plus poussé pour l'azote. De plus, cette oxygénation permet la dégradation d'une partie des résidus présents dans l'ouvrage et devrait, de fait, limiter l'arrivée du colmatage même si la jeunesse des installations ne permet pas à l'heure actuelle de quantifier correctement le gain de l'aération forcée sur le retard du colmatage.

Le colmatage est une problématique importante des rock filters, dont il est nécessaire de prendre la mesure. Son apparition peut être aggravée lors d'un défaut de conception et d'un mauvais entretien du filtre pouvant entraîner de lourds dysfonctionnements comme observés sur la station d'épuration de Laurens (34).

De ce fait, il est nécessaire de définir des règles de conception plus fiables et de mettre en place des recommandations précises sur le dimensionnement et l'entretien des ouvrages afin de limiter les risques de colmatage.

- **ABSTRACT**

Pond systems are getting older and projects to retrofit them are increasing. In an evolving regulatory context, it is important to develop wastewater treatment techniques to improve pond water discharges in small and medium-sized communities.

Ponds are an interesting process because of their low cost and simple operation and maintenance. Nevertheless, discharge standards and increasingly stringent environmental requirements lead sometimes to its non-conformity.

The decree of July, 21st 2015 introduces new standards for community's wastewater treatment plants. It sets the maximum outlet TSS (total suspended solids) concentration for ponds of 150 mg/L.

Many studies have investigated the addition of a polishing treatment to ponds mostly based on filtration. The polishing treatment also aims at providing additional treatment for both organic and nitrogen loads.

In a workgroup called "improvement of the pond's water quality" a literature review was carried out by the group EPNAC in 2015. Its conclusions showed that the addition of a rock filter at the end of the treatment is an interesting option meanwhile a few feedback data exists.

An inventory survey of these processes was then carried out over the French national territory in 2015. Then, two treatment plants of similar capacity, combining ponds with a rock filter integrated within the last pond, were selected for evaluation. The first treatment plant is located in Vaux Rouillac, Charente, (350 PE) and its rock filter is fitted with aeration devices to enhance aerobic biological process. The second treatment plant is located in Saint-Pierre-sur-Orthe (450 PE) and its rock filter does not have any additional aeration device.

Knowledge of oxygen transfer is required for the analysis of the quality and reliability of wastewater treatment in Vaux Rouillac.

As a result, two intensive monitoring campaigns by locations were carried out. They consisted in daily (24-hour) assessments of the treatment performance at different treatment stages and an evaluation of the forced aeration system in the rockfilter of Vaux Rouillac.

This report presents the study results and their interpretations, attempting to shed light on the observed performance of a rock filter as a finishing treatment.

The results show that the two WasteWater Treatment Plants (WWTP) fulfilled imposed discharge levels for all parameters (COD, BOD5, TSS, nitrogen and phosphorus). The first stages (vertical flow constructed wetlands) are of significant importance for the overall process performance. It makes it difficult to evaluate whether or not rock filters improve ponds treatment as the incoming loads are low.

The filtration role of the rock filter, however, has been demonstrated with a maximum observed concentration of 20 mg.L⁻¹ of TSS at the filter outlet.

The comparison between the two rock filters highlights the adding value of aeration when the release levels require further treatment for nitrogen. Moreover, this oxygenation allows the degradation of some of the organic residues present in the porosity of the filter and should limit clogging even if the youth of the systems does not allow quantifying the delay aeration might produce on clogging.

Clogging is an important issue for rock filter, which needs to be evaluated. Its development can be worsened by design mistakes and poor maintenance leading to serious malfunctions as those observed at the Laurens water treatment plant (34).

It is therefore necessary to define more reliable design rules and to put in place precise recommendations on the design and maintenance of rock filters in order to limit the risk of clogging.

Table des Matières

1	INTRODUCTION	6
2	RAPPELS BIBLIOGRAPHIQUES	6
2.1	Le lagunage	6
2.1.1	Définition	6
2.1.2	Amélioration des rejets du lagunage	6
2.2	Le rock filter	7
2.2.1	Historique et fonctionnement	7
2.2.2	Dimensionnement	8
2.2.3	Avantages et inconvénients	8
2.2.4	Le rock filter en France	9
2.3	Le rock filter aéré	10
2.3.1	Historique	10
2.3.2	Principe	10
2.3.3	Dimensionnement	10
2.3.4	Avantages et inconvénients	10
3	EXPERIMENTATION	11
3.1	Présentation des sites d'études	11
3.1.1	Rock filter non aéré	11
3.1.2	Rock filter aéré	12
3.1.3	Caractéristiques des stations	13
3.1.4	Niveaux de rejets	13
3.2	Matériels et méthodes	14
3.2.1	Stratégie d'échantillonnage	14
3.2.2	Suivi des performances hydrauliques	15
	Les débits	15
	La recirculation	15
3.2.3	Zoom sur l'hydraulique du rock filter	17
	Traçage à la fluorescéine	17
	Temps de séjour	17
3.2.4	Suivi des paramètres majeurs	18
3.2.5	Suivi des paramètres en continu	18
4	RESULTATS ET DISCUSSION	19

4.1	Expérimentation – suivi des stations- A l'échelle de la filière globale	19
4.1.1	Qualité des eaux d'entrée	19
4.1.2	Charges hydrauliques et organiques	19
4.1.3	Rendements globaux à l'échelle de la station	19
4.2	Expérimentation – suivi des stations – Focus sur les étages 1 et 2 du traitement	20
4.2.1	Premier étage : Filtre Planté de Roseaux et Bihofiltre [®]	20
	Hydraulique.....	20
	Charges organiques.....	21
	Performances de traitement.....	21
4.2.2	Deuxième étage : le lagunage	22
	Hydraulique.....	22
	Charges organiques.....	22
	Performances de traitement.....	23
4.3	Expérimentation – Rock filter	24
4.3.1	Rock filter sans aération, station de Saint-Pierre-sur-Orthe	24
	Performances hydrauliques	24
	Conclusion.....	29
4.3.2	Rock Filter avec aération, station de Vaux Rouillac.....	29
	Performances hydrauliques	29
	Performances épuratoires	31
	Oxygénation	33
	Conclusions	34
4.4	Comparaison des deux systèmes : rock filter aéré et rock filter non aéré	34
5	CONCLUSIONS.....	36
5.1	Stations de Saint-Pierre-sur-Orthe et Vaux Rouillac.....	36
5.2	Rock filter	36

Tables des Figures et Tableaux

Figure 1 : FPR (à gauche) - juin 2017 - et 1 ^{ère} lagune (à droite) - mai 2017 –	11
Figure 2 : Photos de la 2 ^{ème} lagune (à gauche) et du rock filter (à droite) – mai 2017-	11
Figure 3: Photos du Biho-filtre® (à gauche) et de la lagune avec le rock filter aéré (à droite).....	12
Figure 4: Photo des zones d'infiltration de Vaux Rouillac	12
Figure 5 Schéma de la station de traitement de Saint Pierre sur Orthe et points d'échantillonnages	14
Figure 6 Schéma de la station de traitement de Vaux Rouillac et point d'échantillonnages	15
Figure 7 Photo du regard de recirculation à Saint-Pierre-sur-Orthe.....	16
Figure 8 Rendements observés à Saint Pierre sur Orthe (SPO) et Vaux Rouillac (VR)	20
Figure 9 Charges organiques appliquées au 1er étage de traitement des stations de Saint Pierre sur Orthe (SPO) et Vaux Rouillac (VR)	21
Figure 10 Rendement du premier étage de traitement à Saint Pierre sur Orthe (SPO - FPR) et Vaux Rouillac (VR - Bihofiltre)	22
Figure 11 Charges azotées appliquées sur les lagunes de	23
Figure 12 Charges appliquées aux lagunes de	23
Figure 13 Rendements des lagunes de Saint Pierre sur Orthe (SPO) et Vaux Rouillac (VR)	24
Figure 14 Concentration et cumul de la fluorescéine lors du traçage dans le rock filter	25
Figure 15: Dimensions réelles du drain dans le rock filter	26
Figure 16: Schématisation du volume effectif (en rouge) et du volume mort (en blanc hachuré noir)...	26
Figure 17: Concentrations des polluants en entrée (plein) sortie (damier) du rock filter non aéré de Saint-Pierre-sur-Orthe.....	28
Figure 18: Rendement épuratoire du rockfilter de Saint-Pierre-sur-Orthe (SPO).....	28
Figure 19: Capacité de traitement du rock filter non aéré de Saint-Pierre-sur-Orthe pour le paramètre N-NO3.....	29
Figure 20 Traçage à la fluorescéine sur le rock filter aéré.....	30
Figure 21: Concentration des polluants en entrée (plein) sortie (damier) du rock filter aéré	32
Figure 22: Rendement du rock filter aéré de Vaux Rouillac (VR)	32
Figure 23: Capacité de traitement du rock filter pour les paramètres MES, NH4 et NO3	32
Figure 24 Consommation de l'oxygène dissous par tranche horaire (gauche) et par sonde (droite).....	33
Figure 25 Variation de la consommation d'oxygène dissous au cours du temps pour chaque sonde	34

Tableau 1 Dimensionnement théorique des ouvrages de Saint-Pierre-sur-Orthe	11
Tableau 2 Dimensionnement théorique des ouvrages de Vaux Rouillac	12
Tableau 3 Caractéristiques hydrauliques nominales.....	13
Tableau 4 Charges organiques nominales	13
Tableau 5 Objectifs de rejets définis par le Cahier des Clauses Techniques Particulières (CCTP)	14
Tableau 6 Matériel utilisé pour la mesure de débit.....	15
Tableau 7 Flux de polluants sur 4 bilans pour chaque station.....	19

<i>Tableau 8 Charges hydrauliques et organiques reçues pendant les campagnes de mesures.....</i>	<i>19</i>
<i>Tableau 9 Synthèse des charges hydrauliques du premier étage de traitement de chaque station.....</i>	<i>21</i>
<i>Tableau 10 Temps de séjour théoriques des lagunes lors des bilans.....</i>	<i>22</i>
<i>Tableau 11 Charges hydrauliques et débits associés au rock filter de Saint-Pierre-sur-Orthe</i>	<i>25</i>
<i>Tableau 12 Temps de séjour observés du rock filter non aéré.....</i>	<i>27</i>
<i>Tableau 13 Charge hydraulique appliquée au rock filter et débit en sortie d'ouvrage</i>	<i>30</i>

Table des Annexes

<i>Annexe 1 Normes concernant les analyses majeures à Saint-Pierre-sur-Orthe.....</i>	<i>41</i>
<i>Annexe 2 Normes concernant les analyses des paramètres majeurs à Vaux Rouillac.....</i>	<i>41</i>
<i>Annexe 3 Détail de l'échantillonnage du rock filter</i>	<i>42</i>
<i>Annexe 4 Mesures en continu de l'oxygène dissous sur le rock filter aéré en Avril.....</i>	<i>43</i>
<i>Annexe 5 Mesures en continu de l'oxygène dissous sur le rock filter en Juin.....</i>	<i>43</i>
<i>Annexe 6 Variations longitudinales et transversales de la concentration en oxygène dissous au sein du rock filter.....</i>	<i>44</i>

Abréviations

Sigle	Unité	Définition
C	mg O ₂ /L	Concentration en oxygène dissous
C ₀	mg O ₂ /L	Concentration en oxygène dissous à t=0
C _s	mg O ₂ /L	Concentration de saturation en oxygène dissous
DBO ₅	mg O ₂ /L	Demande biologique en oxygène
DCO	mg O ₂ /L	Demande chimique en oxygène
EH	-	Equivalent Habitant
EP	mm/jour	Evaporation potentielle
EPA	-	US Environmental Protection Agency
EPNAC	-	Evaluation des Procédés Nouveaux d'Assainissement des petites et moyennes Collectivités
FPR	-	Filtre Planté de Roseaux
IRSTEA	-	Institut national en Recherche Scientifique et Technique pour l'Environnement et l'Agriculture
K _{La}	heure ⁻¹	Coefficient de transfert d'oxygène
MAEP	-	Milieux Aquatiques, Ecologie des Pollutions
MEED	-	Ministère de l'Ecologie, de l'Environnement et du Développement Durable
MES	mg/L	Matières en suspension (~ SS dans la littérature)
N ₂	mg de N/L	Di azote
NGL	mg de N/L	Azote global
NH ₃	mg de N/L	Ammoniac
NKJ	mg de N/L	Azote Kjeldahl
N-NH ₄ ⁺	mg de N/L	Azote ammoniacal
N-NO ₂ ⁻	mg de N/L	ions nitrites
N-NO ₃ ⁻	mg de N/L	ions nitrates
O ₂	-	Dioxygène
OIE	-	Office International de l'Eau
ONEMA	-	Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques
PPB	µg/L	Partie par milliard
P _T	mg de P/L	Phosphore Total
Q	m ³ /jour	Débit journalier
Q _B	m ³ /jour	Débit journalier entrant sur le bihofiltre®
Q _{ERU}	m ³ /jour	Débit journalier provenant du réseau
Q _R	m ³ /jour	Débit de recirculation
RF	-	Rock filter
SATESE	-	Services départementaux d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Épuration
SS	mg/L	Solids Suspended (~MES)
T _R	%	Taux de recirculation
T _S	jour	Temps de séjour théorique
TSS	mg/L	Total Solids Suspended
V _{mort}	m ³	Volume mort

1 Introduction

En 2015, la synthèse bibliographique sur les techniques d'amélioration des niveaux de rejet en sortie de lagunage suggérait le rock filter comme un moyen technique à fort potentiel.

Ainsi, après une enquête de recensement des ouvrages existants sur le territoire national, le Groupe de Travail EPNAC a programmé des expérimentations sur le terrain afin d'acquies de la donnée.

Le choix de site en 2016 s'est porté sur la station de Vaux Rouillac (350 EH) en Charente (16), comprenant un rock filter aéré, procédé unique en France à l'heure actuelle.

En 2017, dans un objectif d'étude comparative de fonctionnement, l'instrumentation a eu lieu sur la station de Saint-Pierre-sur-Orthe (450 EH) en Mayenne (53), d'une capacité et d'une filière de conception proche (Filtre Planté de Roseaux en tête de station (1^{er} étage), lagunage avec rock filter intégré).

Le présent rapport fait état des résultats des campagnes de terrain en termes de dimensionnement et de performances propres à chacun des systèmes, comparativement notamment à l'état de l'art.

2 Rappels bibliographiques

2.1 Le lagunage

2.1.1 Définition

Le principe de fonctionnement de la lagune est simple : l'eau, soit l'effluent chargé en nutriments, est exposée à la lumière du soleil. Ceci permet la photosynthèse via les micro-algues et le phytoplancton. Ces microphytes libèrent de l'oxygène dans l'eau que les bactéries aérobies¹ consomment en oxydant la matière organique. Les débris décantent vers le fond et sont décomposés par les bactéries anaérobies².

Le lagunage nécessite une surface importante (11m²/EH). La maintenance des bassins est faible car le curage doit être effectué tous les 10 à 15 ans environ.

On distingue du lagunage naturel, le lagunage aéré qui repose sur le même principe à la différence d'un apport « artificiel » d'oxygène via des aérateurs.

2.1.2 Amélioration des rejets du lagunage

Les exigences du milieu naturel ayant évolué au cours du temps et depuis la mise en place du lagunage dans les années 1980, les performances des lagunes sont à améliorer. Associer au lagunage une étape finale au traitement est une idée qui s'est développée au milieu des années de 1990, notamment avec les travaux de Saidam ; Johnson et Mara (1995). Reconnues comme particulièrement peu coûteuses et appropriées aux petites communes, les lagunes ont néanmoins des inconvénients.

¹ Aérobie : en présence d'oxygène

² Anaérobie : sans présence d'oxygène

Le taux important de MES en sortie est l'une des principales raisons de non-conformité du niveau de rejet requis par la Directive Eaux Résiduaires Urbaines (D.E.R.U) de 1991. En 1995 ; Saidam a réalisé des travaux en Jordanie, en intégrant un rock filter comme étape de traitement final. Il a conclu qu'après une élimination de plus de 60% des particules solides en suspension provenant de la lagune, le rock filter semblait être une technique intéressante. De plus, l'effluent en sortie du rock filter satisfaisait les critères de l'Organisation Mondiale pour la Santé (OMS) concernant le nombre de coliformes fécaux (1000 MPN³/100 ml). Parmi plusieurs techniques testées, le rock filter obtenait la performance la plus élevée (Saidam, Ramadan, et Butler 1995).

2.2 Le rock filter

2.2.1 Historique et fonctionnement

Le concept des rock filters a été développé au Kansas au début des années 1970. O'Brien, Martin et Weller sont les auteurs des premières publications apparues sur le rock filter (1973). En 1985, 20 systèmes étaient opérationnels aux Etats-Unis. Il s'agit d'une technique d'affinage de l'eau se situant en général en sortie de lagune et développée pour les petites collectivités.

Les travaux de Middlebrooks en 1988 rapportent que les rock filters sont aussi performants que les filtres plantés et les lits d'infiltration sur sable mais moins onéreux. Le rock filter est un procédé simple. L'effluent provenant de la lagune traverse un lit constitué de granulats de taille variable ; les algues restent accrochées à la surface du matériau, ou piégées par sédimentation dans le massif rocheux, sont ensuite dégradées par les bactéries (Middlebrooks 1988). Tous les mécanismes inhérents au rock filter ne sont pas bien connus mais concrètement, le rock filter piège les solides (débris et solides en suspension tels que les sédiments, la boue, les bactéries, les algues) et les colloïdes (Keeratiurai 2014).

En 2002, l'Agence de Protection Environnementale Américaine a publié une fiche technique sur l'utilisation du rock filter en sortie de lagune. Des précisions ont été apportées aux travaux de Middlebrooks comme la taille granulométrique des roches, variant entre 75 et 200 mm. Deux types d'écoulement à travers le filtre sont expérimentés : flux horizontal ou vertical (Mara et Hamdan 2011) ; les procédés à flux verticaux sont les plus performants (EPA 2002).

La collecte de l'eau en sortie du rock filter s'effectue par un drain enterré en fond du filtre. Une croissance d'algues significative a été observée lorsque le rejet était exposé au soleil (en surface) d'où le choix d'enterrer le système de collecte de l'eau filtrée. Le rock filter s'étend jusqu'à 30 cm au-dessus du niveau de la surface de l'eau.

L'évaluation de la performance du rock filter consiste en l'analyse des données en entrée et sortie du système de traitement pour les paramètres : pH, oxygène dissous, DCO, DBO₅ et parfois les huiles et graisses, (Johnson, Camargo Valero, et Mara 2007)(Keeratiurai 2014). Les paramètres physiques comme les MES, la couleur, l'odeur et la turbidité peuvent être mesurés.

³ MPN : Most Probable Number ou le nombre le plus probable de cellules viables dans 100 mL

Le rapport (EPA 2002) précise que les rock filters ne sont pas efficaces dans l'élimination de l'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$). Les auteurs, Middlebrooks, Mara et EPA (Agence de Protection de l'Environnement Américaine) ont rapporté que les concentrations d'azote ammoniacal élevées sont causées par la dégradation des algues dans les filtres. L'azote organique est transformé en azote ammoniacal par la minéralisation des algues retenues dans le filtre (SINT 2014).

2.2.2 Dimensionnement

La charge hydraulique optimale se situe à $0,3 \text{ m}^3 \text{ d'eau.m}^{-3} \text{ de rockfilter.j}^{-1}$ (EPA 2002) (Johnson et Mara 2006). Il s'agit d'un paramètre déterminant dans les rendements des performances des rock filters.

Mara et Johnson ont établi une équation qui permet de dimensionner la surface (S) du rock filter (en m):

$$S = \frac{Q_{in}}{HLR * D_{rf}}$$

Avec :

Q_{in} = flux d'eau usée (en $\text{m}^3 \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ (0,2 selon British Water, 2005))

HLR = charge hydraulique (en $\text{m} \cdot \text{j}^{-1}$)

D_{rf} = profondeur du rock filter (en m)

D'après l'EPA (2002), les préconisations granulométriques pour le massif sont de diamètre compris entre 75 et 150mm. Il a été démontré par Keeratiurai en 2014, que les petits granulats (25 à 50mm) étaient plus efficaces dans le traitement du rejet que les gros (50 à 100mm). Cependant, il recommande l'utilisation des gros granulats car leur durée de vie serait plus longue que les petits (problématique colmatage). La hauteur du massif filtrant ne doit pas excéder 30 cm par rapport à la surface de l'eau dans le rock filter.

2.2.3 Avantages et inconvénients

Le rock filter, procédé extensif d'épuration biologique, en conditions anaérobies, présente des avantages comme des inconvénients listés ci-dessous :

- Améliore certains paramètres de l'effluent provenant de la lagune
- Présente un coût d'investissement et d'exploitation faible comparativement à d'autres solutions techniques
- La simplicité du système et son faible coût sont un atout pour les petites communes
- Faible maintenance
- L'élimination de l'azote ammoniacal reste compliquée, dans certains cas, la concentration augmente due à la dégradation de la matière organique accumulée dans le massif filtrant.
- La technique (sans aération forcée) n'est pas pertinente pour les rejets dans un milieu sensible (eutrophisation) présentant des contraintes fortes sur l'azote ammoniacal

- Certains dimensionnements ne permettent pas d'atteindre la limite de 30 mg/L pour la DBO₅ ou les MES
- Le rock filter peut accumuler de la vase et des larves de *Psychoda*⁴

La limite majeure des rock filter non aérés est l'incapacité à traiter l'azote ammoniacal. Une autre limite est la création de conditions anaérobies lors des chaleurs estivales (Middlebrooks 1995). En effet, l'été et l'automne, la présence de fortes chaleurs est propice au développement des conditions anaérobies ce qui peut entraîner un dégazage de sulfure d'hydrogène (H₂S).

Le colmatage⁵ est également à considérer. Les volumes de vides peuvent se colmater avec l'accumulation des résidus issus de la dégradation microbienne ainsi que des matières minérales contenues dans l'eau. Le colmatage est encore un phénomène méconnu ; il peut se produire des années après le démarrage du système ou ne jamais se produire. Des dispositifs de nettoyage spécifiques au dé-colmatage n'ayant encore jamais été expérimentés, la maintenance consiste à enlever les pierres, les nettoyer et reconstituer l'ouvrage. Dans le cas de l'expérimentation sur la station d'épuration de Vaux Rouillac, le colmatage n'est pas pris en compte (âge de la STEU inférieur à 1 an).

2.2.4 Le rock filter en France

Une enquête a été réalisée auprès des départements français en janvier 2016, dans le cadre de l'atelier EPNAC « Amélioration des rejets de lagunages » animé par Marie-Amélie DUROT.

Elle fait état de 8 rock filters mis en place en France (taux de réponse 58%) (Durot et Molle 2016):

- 1 en Charente (Vaux-Rouillac – 350 EH – aéré – mise en service 2016)
- 1 dans la Drôme (Espenel – 250 EH – non aéré – mise en service 2011)
- 2 dans l'Hérault (Laurens – 1800 EH – non aéré – mise en service 2013 et Lespignan – 4500 EH – non aéré – mise en service 2009)
- 2 en Mayenne (Saint Fraimbault – 800 EH – non aéré – mise en service 2009 et Saint Pierre sur Orthe – 450 EH – non aéré – mise en service en 2013)
- 1 dans le Tarn (Labruguière – 7500 EH – non aéré – mise en service 2000)
- 1 en Lozère (Saint Georges de Levejac – Station Soulages – 250 EH – non aéré – mise en service 2000)

Les stations de Saint Pierre sur Orthe, Vaux Rouillac, Espenel, Saint Fraimbault et Labruguière sont des stations comprenant une filière filtres plantés de roseaux, un ou plusieurs bassins de lagunage et un rock filter aéré/non aéré en sortie de lagune. La station de Lespignan a implanté son rock filter dans un ouvrage spécifique, hors lagune.

⁴ Psychoda : larves aquatiques de diptères qui s'approprient les eaux d'accumulation riches en matière organique

⁵ Colmatage : obstruction des interstices entre les roches

2.3 Le rock filter aéré

2.3.1 Historique

L'apparition des rock filters aérés devrait permettre d'élargir le champ d'application de ce procédé. Une expérience a été tentée au Royaume-Uni, sur un rock filter à flux horizontal aéré par le fond et a attesté l'élimination de l'azote et des coliformes fécaux. Cependant, l'EPA (2002) a conclu que les filtres verticaux étaient plus efficaces que les horizontaux. Les résultats étaient sans appel : les rendements d'élimination allaient jusqu'à 90% pour la DBO₅ ; 30% pour les MES ; 99% pour l'azote et 94-100% pour l'azote ammoniacal. Les filtres verticaux se sont révélés plus performants sauf pour l'élimination de MES où le filtre horizontal s'est révélé plus efficace mais les concentrations n'étaient pas significativement différentes (Mara et Hamdan 2011). Les travaux d'Hamdan en Malaisie (2012) ont permis d'avancer dans la compréhension du fonctionnement du rock filter aéré en flux vertical. Il a démontré que l'azote ammoniacal contenu dans l'eau était principalement converti en nitrates. Cependant, le rendement était influencé par le taux d'aération du système. L'élimination des paramètres DCO, DBO₅, azote total, azote ammoniacal, MES et turbidité était plus élevée pour un flux d'air de 20L.min⁻¹.m⁻³ avec une profondeur de filtre de 0,75m.

2.3.2 Principe

L'élimination de l'azote dans l'eau usée requiert un traitement biologique pour empêcher un surplus de nutriments dans le rejet destiné aux masses d'eau superficielles. Si les conditions environnementales spécifient que la concentration maximum en azote ammoniacal dans l'effluent final doit être inférieure ou égale à 10 mg de N-NH₄⁺.L⁻¹ alors le rock filter devrait être aéré afin d'apporter les conditions nécessaires à l'élimination de l'azote ammoniacal par nitrification (Johnson et Mara 2006). Johnson et al. ont démontré en 2007 la capacité du rock filter aéré à fonctionner à des basses températures. Le processus a permis d'éliminer les concentrations en DBO₅, MES et azote ammoniacal les plus hautes. De plus, le système a permis d'éliminer plus de 80% des matières en suspension. La vitesse de nitrification est proportionnelle à la concentration en oxygène dissous dans l'eau (Tidwell 2012).

2.3.3 Dimensionnement

Pour une charge hydraulique quotidienne de 0,3 m³ d'eau.m⁻³ de rock filter avec un flux d'air à 20 L.min⁻¹.m⁻³, un rock filter aéré peut contribuer à obtenir un effluent avec des concentrations avoisinantes de 9 mg de DBO₅.L⁻¹, 9 mg de MES.L⁻¹ et 7 mg de N-NH₄⁺.L⁻¹ tout au long de l'année (Johnson et Mara 2006). L'équation de dimensionnement du rock filter non aéré (§ 2.2.2) est la même pour le calcul de la surface du rock filter aéré.

2.3.4 Avantages et inconvénients

- Système performant à de faibles températures en hiver (T°air autour de 0°C)
- Le rock filter aéré requiert une consommation en électricité pour l'insufflation d'air dans le système.

3 Expérimentation

3.1 Présentation des sites d'études

3.1.1 Rock filter non aéré

Située en Mayenne (53), la station de traitement des eaux usées de la commune de Saint-Pierre-sur-Orthe est dimensionnée pour traiter les eaux usées de 450 EH. Composée d'un dégrilleur, d'un filtre planté de roseaux vertical suivi de deux lagunes, elle possède depuis 2013 un rock filter non aéré intégré en fin de deuxième lagune.



Figure 1 : FPR (à gauche) - juin 2017 - et 1^{ère} lagune (à droite) - mai 2017 –



Figure 2 : Photos de la 2^{ème} lagune (à gauche) et du rock filter (à droite) – mai 2017-

Cette station a fait l'objet d'instrumentation dans le cadre de l'atelier « Veille des Procédés Nouveaux » du Groupe de Travail EPNAC en mai et juin 2017.

Tableau 1 Dimensionnement théorique des ouvrages de Saint-Pierre-sur-Orthe

	FPR	Lagune	Rock Filter
Surface totale (m ²)	527	3 330	68
Surface par EH (m ² .EH ¹)	1,17	7,4	0,15
Hauteur d'eau (m)	-	1,02	1,02
Volume théorique (m ³ d'eau)	-	3359	27,7
Volume par EH (m ³ .EH ¹)	-	7,5	0,11

Les caractéristiques de l'effluent sont semblables à celles des effluents domestiques classiques (Mercoiret, 2010), les eaux provenant des particuliers, commerces et services de la commune. Le réseau est de type séparatif.

3.1.2 Rock filter aéré

La station d'épuration de Vaux Rouillac, en Charente, est la seule en France équipée d'un rock filter aéré à ce jour. La capacité de traitement de la station est de 350 EH. Elle est composée d'un Biho-filtre®, suivi d'une lagune et d'un rock filter aéré intégré à cette dernière. Les eaux sont ensuite infiltrées.



Figure 3: Photos du Biho-filtre® (à gauche) et de la lagune avec le rock filter aéré (à droite)



Figure 4: Photo des zones d'infiltration de Vaux Rouillac

Cette station avait fait l'objet d'une instrumentation similaire à Saint-Pierre-sur-Orthe en avril et juin 2016.

Tableau 2 Dimensionnement théorique des ouvrages de Vaux Rouillac

	Biho-filtre®	Lagune	Rock Filter
Surface totale (m ²)	541	1700	266
Surface par EH (m ² .EH ⁻¹)	1,55	4.86	0.76
Hauteur d'eau (m)	0,55 à 0,65	1	0,77
Volume théorique (m ³ d'eau)	216	1700	82.6
Volume par EH (m ³ .EH ⁻¹)	0,6	5	0,23

Le réseau est de type séparatif. L'effluent à traiter est constitué des eaux résiduaires urbaines provenant de particuliers, de commerces et de services, aux caractéristiques semblables à celles des effluents domestiques (Epur Nature 2015).

3.1.3 Caractéristiques des stations

Les caractéristiques de chaque station sont détaillées dans les tableaux ci-après :

Tableau 3 Caractéristiques hydrauliques nominales

Charges hydrauliques nominales	Saint Pierre sur Orthe	Vaux Rouillac
Capacité nominale (EH)	450	350
Volume eaux usées journalier (L.j ⁻¹ .habitant ⁻¹)	150	150
Débit nominal (m ³ .j ⁻¹)	68	52,5
Pointe de temps sec nominal (m ³ .h ⁻¹)	8	8,75

Tableau 4 Charges organiques nominales

Charges organiques nominales	Saint Pierre sur Orthe	Vaux Rouillac
DBO ₅ (kg.j-1)	27	21
DCO (kg.j-1)	61	42
MES (kg.j-1)	40	31,5
NK (kg.j-1)	-	5,25
PT (kg.j-1)	-	1,4

3.1.4 Niveaux de rejets

Les niveaux de rejets imposés à chaque station sont dépendants de la sensibilité du milieu récepteur (Tableau 5). La station de Saint-Pierre-sur-Orthe rejette son effluent dans le cours d'eau à proximité alors que la station de Vaux Rouillac possède quatre aires d'infiltration, situées juste après le rock filter.

Tableau 5 Objectifs de rejets définis par le Cahier des Clauses Techniques Particulières (CCTP)

Niveaux de rejet	Saint Pierre sur Orthe	Vaux Rouillac
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	25	25
DCO (mg.L ⁻¹)	125	90
MES (mg.L ⁻¹)	30	30
NGL (mg.L ⁻¹)	-	30
NK (mg.L ⁻¹)	-	20
PT (mg.L ⁻¹)	-	15

3.2 Matériels et méthodes

3.2.1 Stratégie d'échantillonnage

Cette étude a été menée afin d'obtenir des mesures sur deux stations de filières et capacité proches, toutes deux équipées d'un rock filter (non aéré et aéré) et dans l'idéal pouvoir établir des comparaisons via les performances.

Dans ce but, l'expérimentation s'est déroulée de façon identique sur les deux sites. Quatre points ont été sélectionnés pour réaliser l'échantillonnage (Figure 5 et Figure 6):

- Point n°1 : entrée de station (poste de refoulement)
- Point n°2 : sortie du premier étage (FPR / Bihofiltre), avant l'entrée sur la lagune
- Point n°3 : sortie de la lagune, entrée sur le rock filter
- Point n°4 : sortie du rock filter (sortie station)

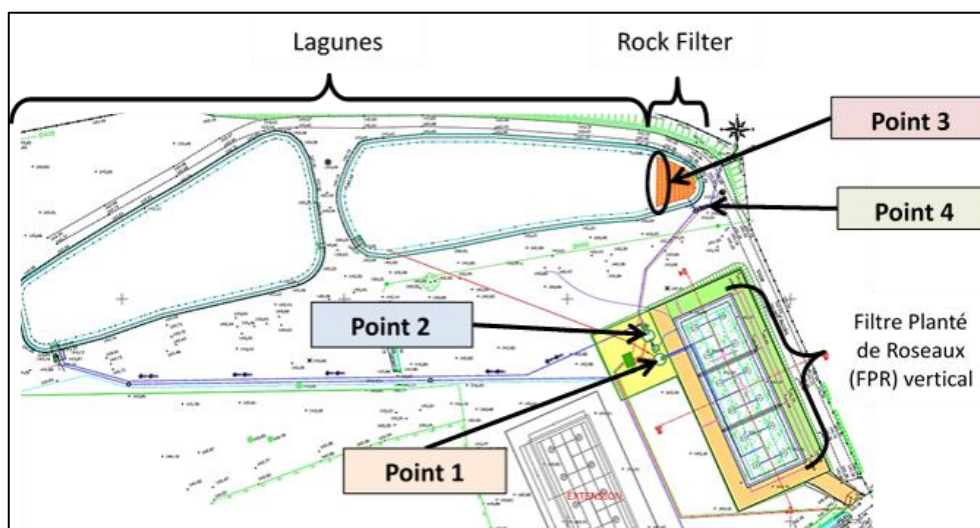


Figure 5 Schéma de la station de traitement de Saint Pierre sur Orthe et points d'échantillonnages

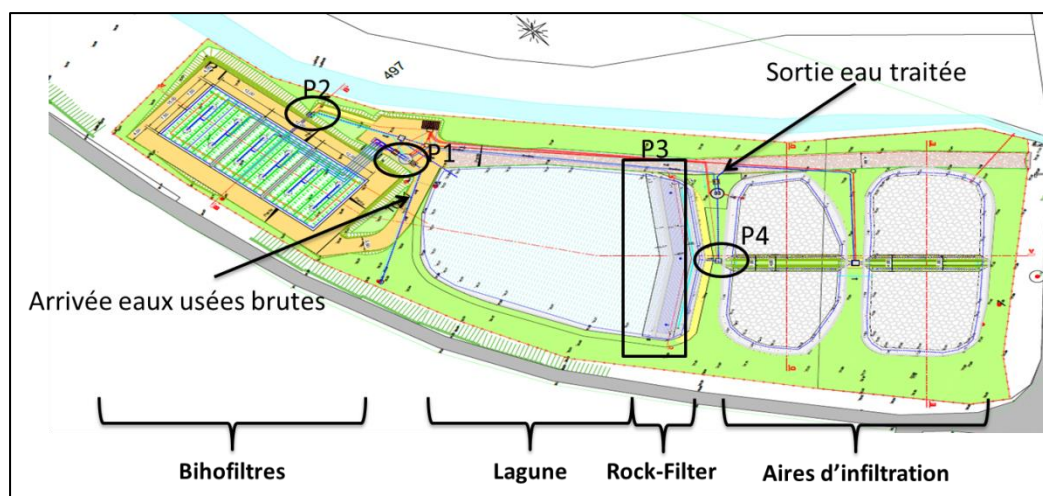


Figure 6 Schéma de la station de traitement de Vaux Rouillac et point d'échantillonnages

3.2.2 Suivi des performances hydrauliques

Les débits

Le débit est calculé à partir de l'enregistrement des variations de pression dans les postes de refoulement (sonde pression STS) traduisant les variations de hauteurs d'eau (niveau haut et niveau bas), permettant de se rapporter à un volume et par suite à un débit. Dans les cas où la sonde pression ne peut être utilisée (absence de poste de refoulement), un débitmètre (ISCO 4230) placé sur un canal venturi ou en sortie de canalisation permet de suivre l'évolution du débit.

Tableau 6 Matériel utilisé pour la mesure de débit

	Saint Pierre sur Orthe	Vaux Rouillac
Point 1	Sonde pression	Sonde pression
Point 2	Sonde pression	Débitmètre (canalisation entrée lagune)
Point 3	-	-
Point 4	Débitmètre (canal venturi sortie STEU)	Sonde pression

La recirculation

Chaque station est équipée d'une recirculation. La station de Saint-Pierre-sur-Orthe possède un regard de répartition des eaux situé en sortie du FPR, assurant le partage des eaux entre l'alimentation de la lagune et la recirculation réglée via une lame crénelée, qui renvoie en tête de station (Figure 7).

La station de Vaux Rouillac est équipée d'une recirculation classique par vanne.

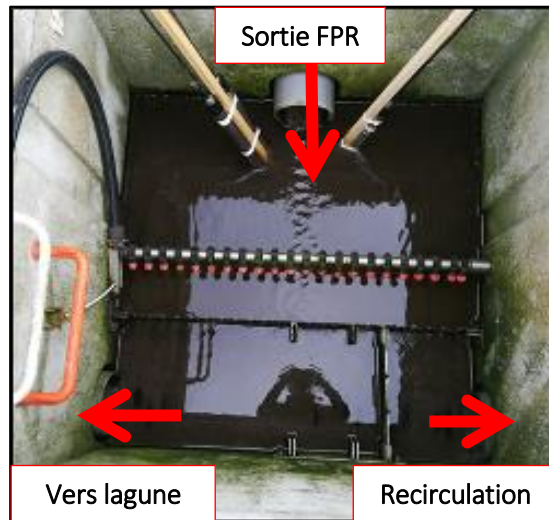


Figure 7 Photo du regard de recirculation à Saint-Pierre-sur-Orthe

Le taux de recirculation est estimé via le débit envoyé sur la lagune. De fait, le débit d'entrée sur la station avant l'ajout de recirculation, est considéré comme identique à celui en entrée de lagune car le pouvoir « tampon » du FPR est négligeable.

$$Tr = \frac{(Q_{FPR} - Q_{Lagune}) * 100}{Q_{Lagune}}$$

Avec :

Tr : taux de recirculation en %

Q FPR : débit en entrée de filtre planté de roseaux (poste 1) en $m^3.h^{-1}$

Q Lagune : débit en entrée de lagune (poste 2) en $m^3.h^{-1}$

La recirculation sur le site de Vaux Rouillac est réalisée à l'aide de pompes, en sortie du rock filter, qui redirigent l'effluent en tête de station. Le débit et le taux de recirculation sont calculés comme suit :

$$Q_r = T_f * Q_{pompe} \qquad Tr = \frac{Q_r}{Q_b - Q_r} * 100$$

Avec :

Q_r : débit de recirculation ($m^3.j^{-1}$)

Q_b : débit en sortie de bihofiltre ($m^3.j^{-1}$)

Tr : taux de recirculation (%)

T_f : temps de fonctionnement de la pompe de recirculation (jour)

Q pompe : débit de la pompe ($m^3.j^{-1}$)

3.2.3 Zoom sur l'hydraulique du rock filter

Traçage à la fluorescéine

L'hydraulique dans le rock filter (temps de séjour réel, court-circuit hydraulique et volume mort) est évaluée à l'aide d'un traçage à la fluorescéine. Il s'agit de suivre l'évolution au cours du temps d'une masse connue de traceur $M(t)$ envoyée en continu dans l'ouvrage sur un temps donné. L'injection du traçage est réalisée en trois points à Saint Pierre sur Orthe pour un rockfilter de 10 m de long, et cinq points à Vaux Rouillac pour les 38 m de longueur de l'ouvrage. Ces injections ont lieu à égale distance des berges, et avec la même masse de traceur en chaque point respectif d'un même ouvrage. L'enregistrement du signal (en mV) se fait en continu via un fluorimètre placé en sortie du rock filter, durant 3 fois le temps de séjour théorique. Le débit en sortie du filtre (Q_{out}) est enregistré sur le même pas de temps (toutes les minutes) que le signal de la fluorescéine. La calibration du fluorimètre avec l'eau du site permet ensuite de convertir le signal enregistré en concentration $C(t)$ de fluorescéine récupérée.

$$M(t) = C(t) * Q_{out}$$

Avec :

$M(t)$ = masse de traceur (en g)

$C(t)$ = concentration en traceur (en $g \cdot m^{-3}$)

Q_{out} = débit de sortie du filtre (en $m^3 \cdot j^{-1}$)

La somme de toutes les masses de traceur récupérées à chaque pas de temps donne la masse totale de traceur récupérée. Afin de valider le traçage, le taux de récupération de la fluorescéine doit être supérieur à 80%.

Temps de séjour

Le temps de séjour théorique est calculé comme suit :

$$Ts.th = \frac{V}{Q_{sortie}}$$

Avec :

Ts.th = temps de séjour théorique (jour)

V = volume d'eau de l'ouvrage (m^3 d'eau)

Q sortie = débit en sortie de station sur la durée du traçage ($m^3 \cdot j^{-1}$)

Le temps de séjour observé obtenu via le traçage est ensuite comparé au temps de séjour théorique afin d'évaluer le volume inutilisé du filtre (zones mortes) et d'éventuels courts circuits hydrauliques (passages préférentiels).

3.2.4 Suivi des paramètres majeurs

Les prélèvements d'eau s'effectuent lors des bilans 24h au moyen des préleveurs automatiques réfrigérés (ISCO 4700) aux quatre points P1, P2, P3 et P4. Les échantillons sont analysés par un laboratoire accrédité COFRAC, suivant les normes NF et ISO en vigueur actuellement. Les analyses suivantes ont été faites sur les échantillons : DBO₅, DCO brute et filtrée, MES, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, NTK, et Ptot.

3.2.5 Suivi des paramètres en continu

En complément des analyses chimiques, des sondes physico-chimiques (WTW Secoman) sont placées en amont et en aval du rock filter. Les paramètres suivis sont : le pH, la température, le potentiel d'oxydo-réduction, la conductivité, les concentrations en N-NH₄⁺ et N-NO₃⁻ et l'oxygène dissous. Les sondes situées avant le rock filter sont installées sur des bouées à égale distance de l'ouvrage.

L'oxygène dissous

Pour le rock filter de Vaux Rouillac ayant la particularité d'être aéré, des sondes à oxygène ont été ajoutées à l'intérieur de l'ouvrage, à différentes profondeurs, afin de suivre l'évolution de l'aération durant chaque campagne.

4 Résultats et discussion

4.1 Expérimentation – suivi des stations- A l'échelle de la filière globale

4.1.1 Qualité des eaux d'entrée

Les effluents des deux stations sont de qualités similaires, avec des ratios DCO/DBO₅ compris entre 2,2 et 2,9 (moyenne : 2,7) à Saint-Pierre-sur-Orthe et entre 1,7 et 2,3 (moyenne : 2,1) à Vaux Rouillac. Ce ratio <3 traduit une bonne biodégradabilité, caractéristique des effluents urbains domestiques classiques.

Tableau 7 Flux de polluants sur 4 bilans pour chaque station

Flux moyens (kg.j ⁻¹)	DBO ₅	DCO brute	MES	NK	NGL	PT
Saint Pierre sur Orthe	10,1	26,9	16,6	4,1	4,6	0,6
Vaux Rouillac	10,4	21,5	9,3	2,9	2,9	0,3

4.1.2 Charges hydrauliques et organiques

Les charges hydrauliques reçues par les stations de traitement sont en moyenne de 41 et 55%, pour Saint-Pierre-sur-Orthe et Vaux Rouillac respectivement. D'autre part, les charges organiques appliquées aux stations sont de 37 et 49%. La station de Vaux Rouillac reçoit 30% de charges hydrauliques et organiques en plus par rapport à la station de Saint Pierre sur Orthe.

Tableau 8 Charges hydrauliques et organiques reçues pendant les campagnes de mesures

	Saint Pierre sur Orthe		Vaux Rouillac	
	Charges hydrauliques (%)	Charges organiques (%)	Charges hydrauliques (%)	Charges organiques (%)
Bilan 1	44	42	52	44
Bilan 2	37	50	47	47
Bilan 3	48	28	61	51
Bilan 4	35	29	60	56
Moyenne	41	37	55	49

4.1.3 Rendements globaux à l'échelle de la station

Les rendements de chaque station sont très satisfaisants, avec au minimum 97% en DBO₅, 90% en DCO et 91% en MES quelque soit les bilans. Les rendements pour les paramètres carbonés sont supérieurs à ceux exigés dans le CCTP de chaque commune. Pour l'azote et le phosphore, seule la station de Vaux Rouillac est soumise à un niveau de rejet spécifique. Les rendements minimum en azote Kjeldahl sont de 95% et ceux concernant le phosphore sont de 64%.

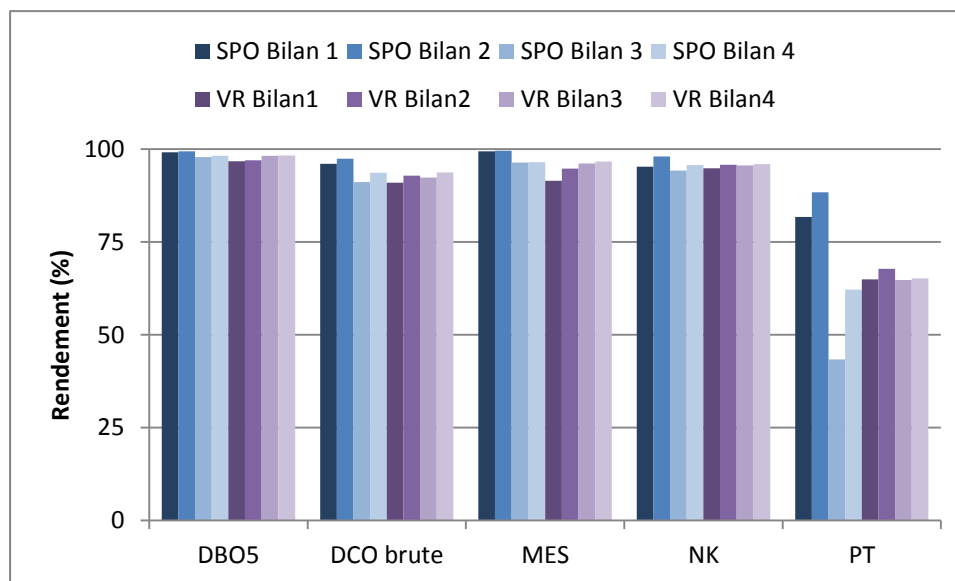


Figure 8 Rendements observés à Saint Pierre sur Orthe (SPO) et Vaux Rouillac (VR)

4.2 Expérimentation – suivi des stations – Focus sur les étages 1 et 2 du traitement

4.2.1 Premier étage : Filtre Planté de Roseaux et Bihofiltre®

Le premier étage de traitement est différent entre les deux stations. A Saint-Pierre-sur-Orthe, le Filtre Planté de Roseaux est un filtre vertical librement drainé, disposant ainsi des conditions pour un premier traitement des matières carbonées et la nitrification de tout ou partie de l'azote ammoniacal apporté sur le filtre. Le Bihofiltre® de Vaux Rouillac est une superposition de deux étages. Le premier étage de surface est librement drainé et le deuxième étage est saturé en eau au fond. Cela apporte les conditions nécessaires à la réalisation de la nitrification (étage 1) et de la dénitrification (étage 2), en supplément du traitement des matières carbonées.

Hydraulique

Les charges hydrauliques sont en moyenne de 0,28 et 0,24 m.j⁻¹ à Saint-Pierre-sur-Orthe et à Vaux Rouillac. Ces valeurs sont inférieures aux nominales (respectivement 0,39 et 0,31 m.j⁻¹) et inférieures à la valeur de référence de 0,37 m.j⁻¹ (Molle et al, 2004).

Tableau 9 Synthèse des charges hydrauliques du premier étage de traitement de chaque station

	Saint Pierre sur Orthe	Vaux Rouillac
	Charge hydraulique (m.j ⁻¹) Débit (m ³ .j ⁻¹)	Charge hydraulique (m.j ⁻¹) Débit (m ³ .j ⁻¹)
Bilan 1	0,23 40,5	0,23 39,8
Bilan 2	0,28 49,5	0,21 36,1
Bilan 3	0,33 58,5	0,26 44,0
Bilan 4	0,28 49,5	0,28 47,4
Moyenne	0,28 49,5	0,24 41,8

Charges organiques

Les charges organiques appliquées au 1^{er} étage de FPR vertical classique et au Bihofiltre[®] sont similaires (écart observé inférieur à 10%), excepté pour la DCO brute, avec une charge appliquée à Saint-Pierre-sur-Orthe 17% supérieure à la charge appliquée à Vaux Rouillac.

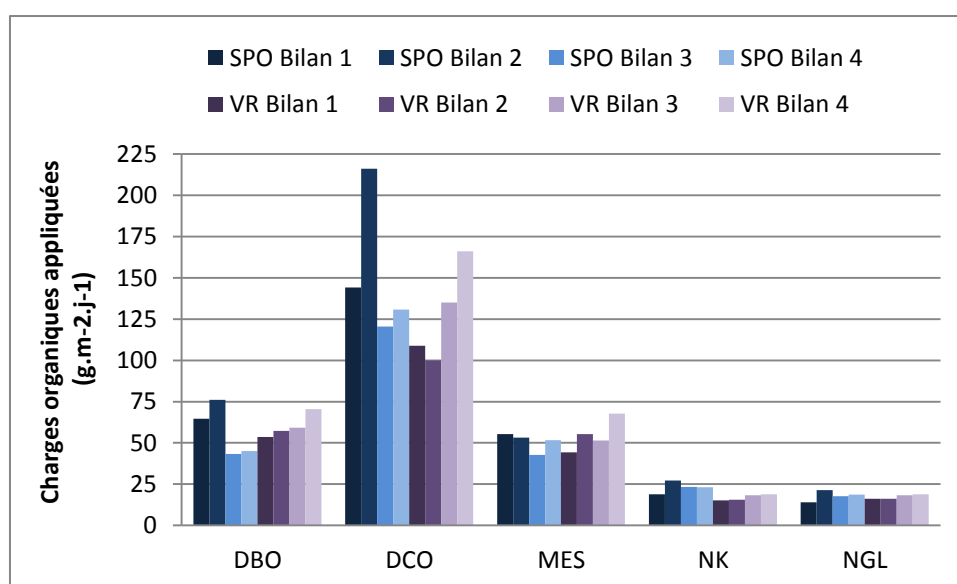


Figure 9 Charges organiques appliquées au 1^{er} étage de traitement des stations de Saint Pierre sur Orthe (SPO) et Vaux Rouillac (VR)

Performances de traitement

Les rendements du 1^{er} étage de FPRv et du Bihofiltre[®] sont homogènes. Une baisse de 40% des rendements en DCO est observée lors du 3^{ème} bilan de la STEU Saint-Pierre-sur-Orthe, possiblement consécutive à une forte augmentation du volume recirculé.

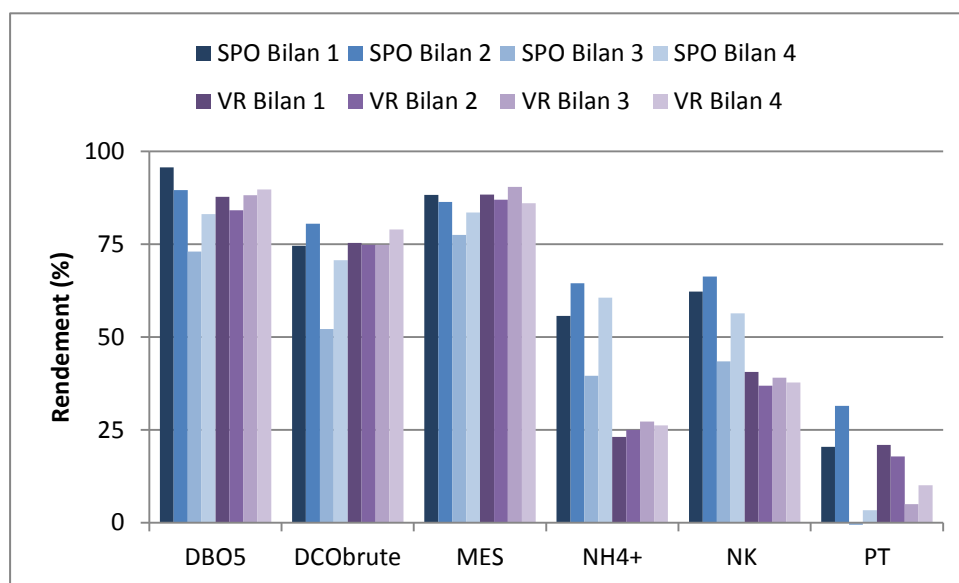


Figure 10 Rendement du premier étage de traitement à Saint Pierre sur Orthe (SPO - FPR) et Vaux Rouillac (VR - Bihofiltre)

4.2.2 Deuxième étage : le lagunage

Hydraulique

A Saint-Pierre-sur-Orthe, deux lagunes (volume théorique : 3330m³) permettent le traitement de l'effluent, contre une seule lagune (volume théorique : 1700m³) à Vaux Rouillac. Les temps de séjour des deux lagunes sont deux à quatre fois supérieurs à ceux de la lagune unique de Vaux Rouillac (Tableau 10).

Tableau 10 Temps de séjour théoriques des lagunes lors des bilans

	Saint Pierre sur Orthe	Vaux Rouillac
Bilan 1	112 j	38 j
Bilan 2	133 j	51 j
Bilan 3	104 j	44 j
Bilan 4	140 j	39 j

Charges organiques

Dans l'ensemble, les charges organiques appliquées à la lagune de Vaux Rouillac sont 1,4 à 4 fois supérieures à celles appliquées sur les deux lagunes de Saint-Pierre-sur-Orthe, excepté pour les nitrates, dont la charge est inférieure à 0,010 g.m⁻².j⁻¹. Ces faibles concentrations indiquent une dénitrification complète des nitrates produits sur le bihofiltre®.

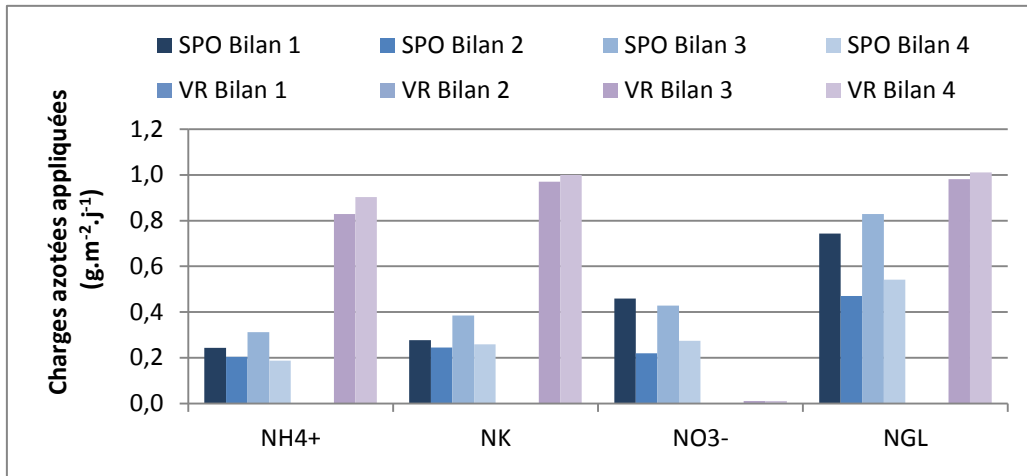


Figure 11 Charges azotées appliquées sur les lagunes de
Saint Pierre sur Orthe (SPO) et Vaux Rouillac (VR)

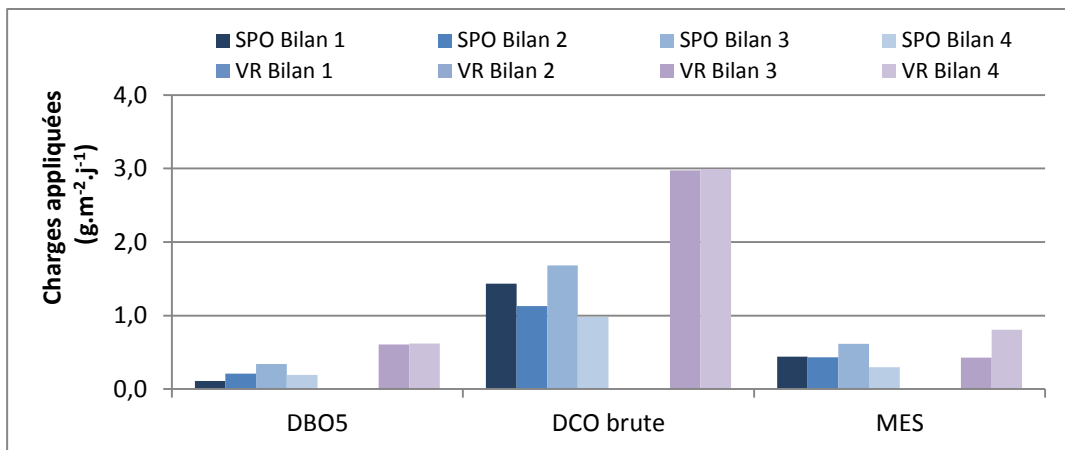


Figure 12 Charges appliquées aux lagunes de
Saint Pierre sur Orthe (SPO) et Vaux Rouillac (VR)

Performances de traitement

La lagune de Vaux Rouillac présente de faibles rendements sur les paramètres carbonés et produit des MES de par la présence des micro-algues (production jusqu'à 44 mg/l). Cette production de MES est moins marquée pour l'autre station, avec des rendements sur les MES compris entre 66 et 86%. La population algale des lagunes évolue au cours des saisons et selon les conditions physico-chimiques du plan d'eau. Les MES analysées en sortie de lagunes présentent des caractéristiques différentes entre les stations et il est donc délicat d'établir des liens de fonctionnement entre les deux stations pour le paramètre MES sur le deuxième étage de traitement.

Les lagunes des deux stations révèlent de bons rendements de nitrification (de 86 à 93% à Saint-Pierre-sur-Orthe et de 96 à 99% à Vaux Rouillac pour l'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$)). Des lentilles d'eau ont été observées à Saint-Pierre-sur-Orthe, majoritairement sur la deuxième lagune lors des bilans 3 et 4, créant des conditions anaérobies propices à une dénitrification quasi-totale (rendements en $N-NO_3^-$ de 99% sur ces deux jours). La dénitrification n'est pas la finalité recherchée du traitement réalisé par la lagune de Vaux Rouillac et n'est donc pas retrouvée ici.

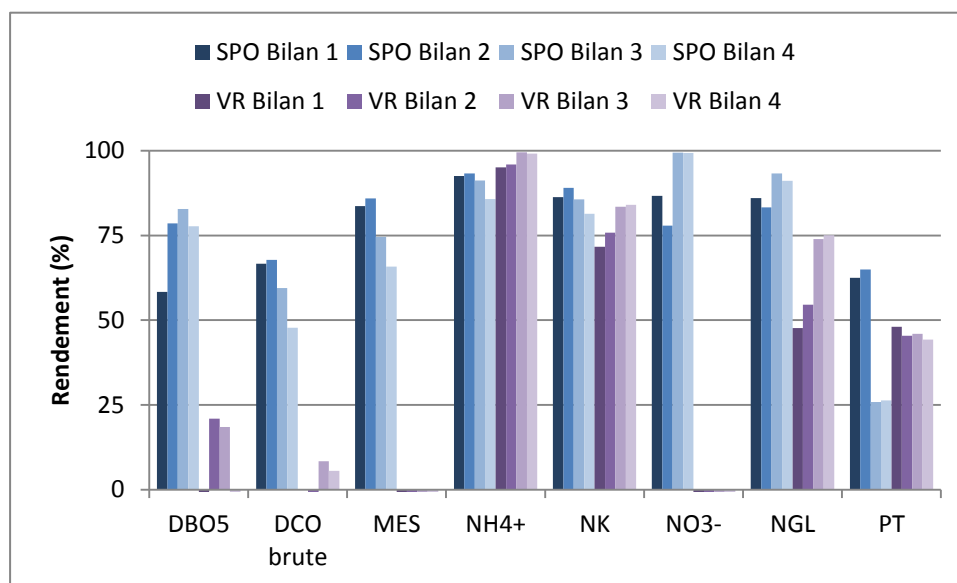


Figure 13 Rendements des lagunes de Saint Pierre sur Orthe (SPO) et Vaux Rouillac (VR)

4.3 Expérimentation – Rock filter

4.3.1 Rock filter sans aération, station de Saint-Pierre-sur-Orthe

Performances hydrauliques

Charges hydrauliques

La charge hydraulique nominale théorique du rock filter de Saint-Pierre-sur-Orthe est de 1 m^3 d'eau. m^{-3} de rock filter. j^{-1} . La charge hydraulique reçue par le rock filter est comprise entre 0,32 et $1,79 \text{ m}^3$ d'eau. m^{-3} de rock filter. j^{-1} (moyenne : 0,89). Elles sont donc supérieures aux $0,3 \text{ m}^3$ d'eau. m^{-3} de filtre. j^{-1} préconisées par la bibliographie (EPA, 2002 - Mara et Johnson, 2006).

Le débit en entrée de première lagune est constant durant les quatre bilans mais une forte augmentation de celui-ci en sortie de rock filter est visible lors du 2ème bilan, suite au débouchage de la canalisation de communication entre les deux lagunes. Cela conduit à un abaissement de la ligne d'eau de la première lagune qui était en charge. Le débit est alors multiplié par six en sortie jusqu'au retour à la normale de la 1ère lagune.

Tableau 11 Charges hydrauliques et débits associés au rock filter de Saint-Pierre-sur-Orthe

	Charge hydraulique ($\text{m}^3 \text{ d'eau} \cdot \text{m}^{-3} \text{ filtre}$)	Débit de sortie ($\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$)
Bilan 1	0,32	11,91
Bilan 2	1,79	66,21
Bilan 3	0,59	21,85
Bilan 4	0,87	32,11

Traçage à la fluorescéine

Le traçage a été réalisé à la fin de la première campagne de mesures, au mois de mai 2017. La Figure 14 présente l'enregistrement du cumul de la fluorescéine récupérée, soit de 89% après 3 jours. La majeure partie du traceur a été collectée en 18h avec un pic de concentration observé 1h30 après le lancement du traçage. La présence d'un seul pic indique l'absence de court-circuit hydraulique dans l'ouvrage mais la récupération de traceur presque immédiate après l'injection met en évidence qu'une fraction du débit passe rapidement, avant la dilution de la masse de traceur restante dans l'ouvrage.

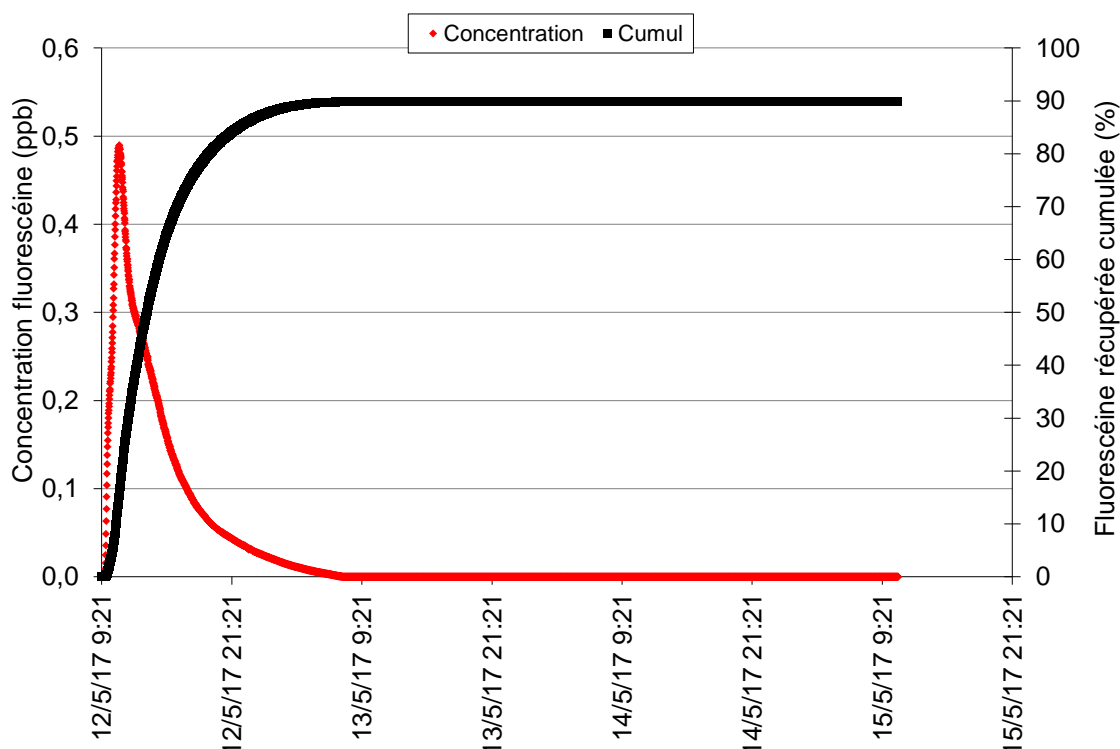


Figure 14 Concentration et cumul de la fluorescéine lors du traçage dans le rock filter

De plus, le temps de séjour observé est relativement court, 4h51, ce qui traduit l'inutilisation d'une partie du rock filter. De ce fait, les dimensions de l'ouvrage ont été réévaluées.

En prenant en compte les dimensions réelles de l'ouvrage (pentes des berges) et la position du drain de sortie (3m après le début du RF et à 21cm de profondeur, Figure 15) le volume utile est de $14,8 \text{ m}^3$ soit un temps de séjour théorique le jour du traçage de 4h49, correspondant parfaitement à la mesure réalisée. L'écoulement utilise donc l'ensemble de la profondeur du RF. En revanche la position du drain induit un volume mort de 46% du filtre, soit une zone morte de $12,8 \text{ m}^3$ derrière le drain (Figure 16).



Figure 15: Dimensions réelles du drain dans le rock filter

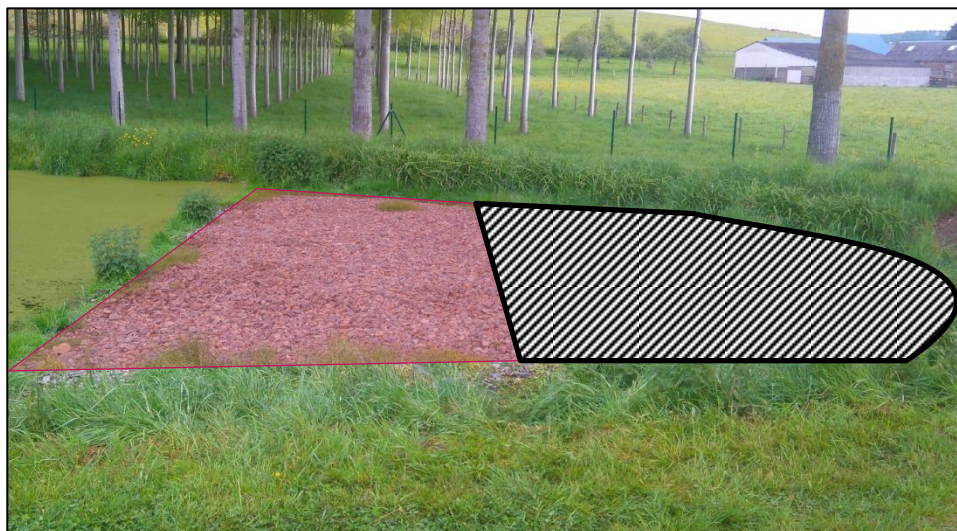


Figure 16: Schématisation du volume effectif (en rouge) et du volume mort (en blanc hachuré noir)

Performances épuratoires

Le rock filter reçoit de faibles concentrations de polluants. Néanmoins, l'ouvrage permet une finition du traitement. Pour rappel, le bilan 2 est marqué par un fort débit en sortie ($66 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$) en lien avec le débouchage de la première lagune qui était de fait montée en charge.

Même si les concentrations d'entrée sont faibles (Figure 17), on observe une élimination de 95% des nitrates lors du 1^{er} bilan, associée à une baisse de 38% de la DCO brute. Lors de l'augmentation du débit au 2^{ème} bilan, seulement 28% des nitrates sont éliminés et 19% de DCO brute (Figure 18).

Ces variations mettent en évidence le processus de dénitrification réalisé dans le rock filter et de l'impact du temps de séjour sur son rendement. Lors du premier bilan, le temps de séjour est de l'ordre de 29h44 permettant une dénitrification de $2,1 \text{ g de N-NO}_3 \cdot \text{m}^{-3} \text{ de RF} \cdot \text{j}^{-1}$ alors que lors du deuxième bilan, avec un temps de séjour de 5h21 il est dénitrifier $3,2 \text{ g de N-NO}_3 \cdot \text{m}^{-3} \text{ de RF} \cdot \text{j}^{-1}$ (Figure 19, Tableau 12).

D'autre part, la concentration en N-NH_4 est en hausse lorsque les débits sont faibles (relargage). Cette fluctuation indique une ammonification de la matière organique accumulée au sein du massif filtrant lors des temps de séjour longs.

Enfin, les rendements en MES varient entre les deux campagnes : stables lors des deux premiers bilans (63%) malgré les variations de débit. Pour les bilans 3 et 4, on note une production de MES. Cette différence résulte probablement d'une modification de la population algale ou d'une évolution du type (origine organique ou minérale) et de la taille des MES. Cette hypothèse est appuyée par la forte présence de lentilles lors de la deuxième campagne, ce qui impacte l'écologie de la lagune. L'ouvrage semble conserver ses propriétés de filtration quel que soit le débit (les charges hydrauliques sont de $0,3$ à $1,8 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \text{ de RF}$ lors des bilans). Une limite de traitement semble atteinte lorsque de faibles concentrations en polluants sont observées en entrée de rock filter, qui ne permettent pas de constater un effet de l'ouvrage. Toutefois, cela n'impacte pas les niveaux de rejets exigés.

Tableau 12 Temps de séjour observés du rock filter non aéré

	Temps de séjour (h)
Bilan 1	29,74
Bilan 2	5,35
Bilan 3	16,21
Bilan 4	11,03
Moyenne	15,58

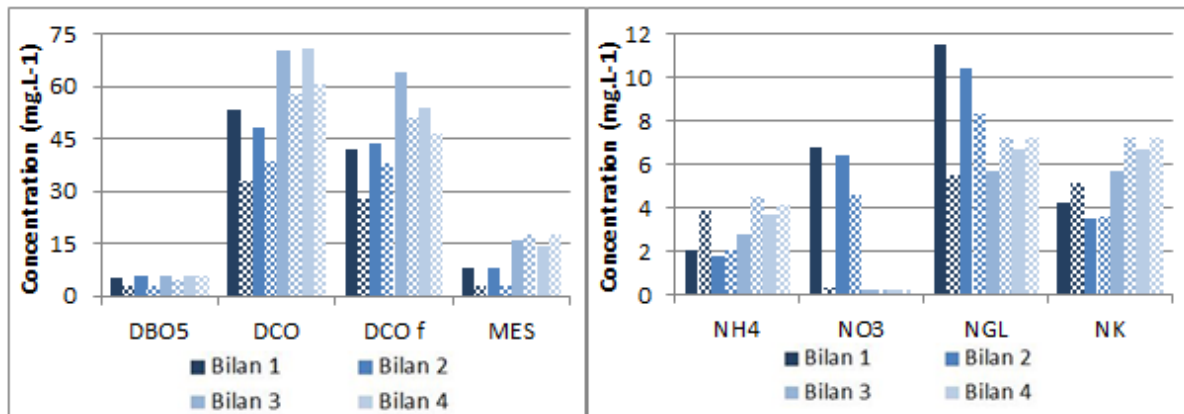


Figure 17: Concentrations des polluants en entrée (plein) | sortie (damier) du rock filter non aéré de Saint-Pierre-sur-Orthe

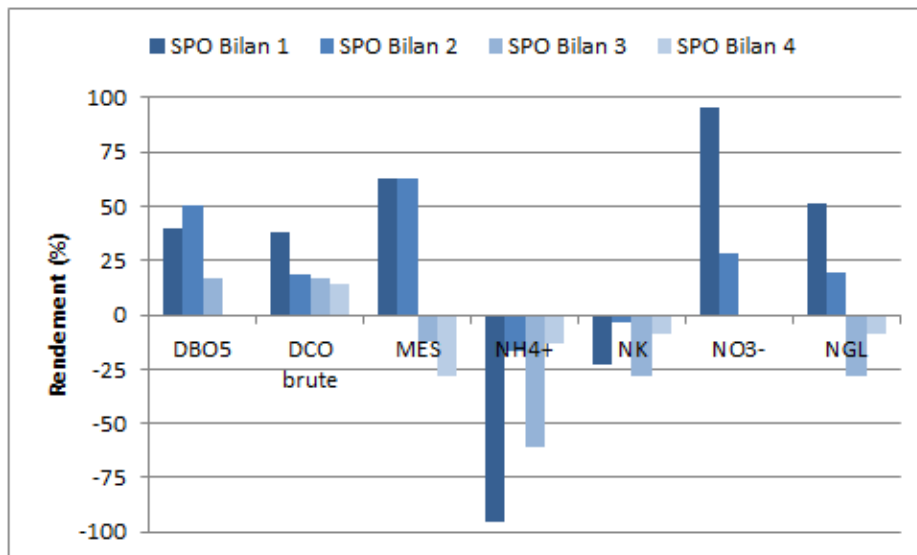


Figure 18: Rendement épuratoire du rockfilter de Saint-Pierre-sur-Orthe (SPO)

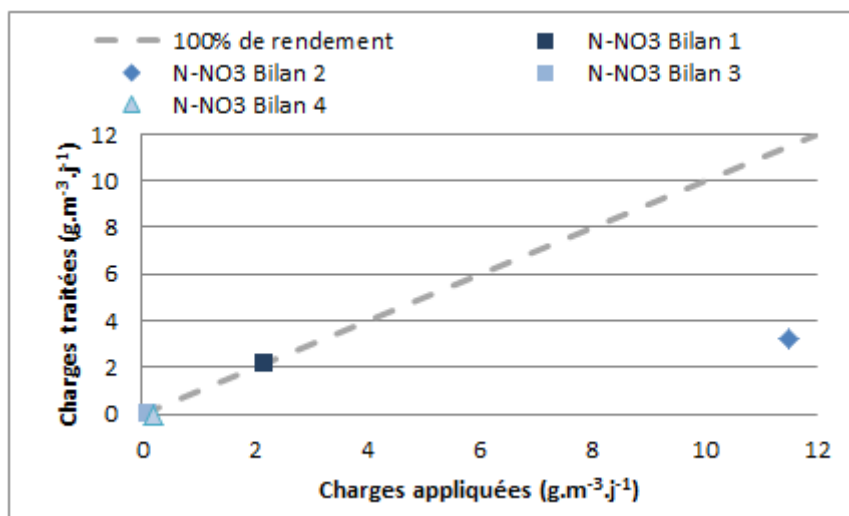


Figure 19: Capacité de traitement du rock filter non aéré de Saint-Pierre-sur-Orthe pour le paramètre N-NO3

Conclusion

Le rock filter non aéré, intégré à une lagune, a pour objectif de limiter les rejets en MES de la lagune, en filtrant les algues. Dans l'étude menée ici, le rock filter présente une capacité de finition du traitement, avec une filtration des MES relativement efficace. Ses capacités de traitement ne sont pas mises en valeur ici du fait des faibles concentrations en polluant observées dans la lagune, cependant l'ouvrage permet une finition du traitement de l'azote, avec de la dénitrification lorsque le temps de séjour est allongé. Lorsque les concentrations d'entrée du RF sont très faibles, on observe un rendement négatif en raison d'un relargage de métabolites et de relargage de minéralisation qui ne remettent pas en question le niveau de rejet mais rendent délicat l'interprétation des rendements.

4.3.2 Rock Filter avec aération, station de Vaux Rouillac

Performances hydrauliques

Charges hydrauliques

La charge hydraulique nominale théorique du rock filter de Vaux Rouillac est de 0,26 m³ d'eau.m⁻³ de rock filter. Les charges hydrauliques reçues sont comprises entre 0,15 et 0,21 m³ d'eau.m⁻³ de rock filter (moyenne : 0,19). Elles sont donc inférieures aux 0,3 m³ d'eau.m⁻³ de filtre.j⁻¹ préconisées par la bibliographie (EPA, 2002 - Mara et Johnson, 2006). Les débits en entrée de lagune et sortie de rock filter sont stables (bilans hydrauliques bouclés).

Tableau 13 Charge hydraulique appliquée au rock filter et débit en sortie d'ouvrage

	Charge hydraulique (m ³ d'eau. m ⁻³ de RF .j ⁻¹)	Débit de sortie (m ³ .j ⁻¹)
Bilan 1	0.21	42,7
Bilan 2	0.15	31,6
Bilan 3	0.18	38,7
Bilan 4	0.19	41,3

Traçage

La Figure 20 représente le traçage réalisé sur l'ouvrage rock filter dans la partie densément aérée. La fluorescéine, mesurée en sortie du rock filter commence à apparaître au bout de 2h après lancement du traçage. On observe ensuite 3 pics distincts (7h, 12h et 30h) et deux autres plus légers (17h et 23h). Dans la partie finale du rock filter (Annexe 3) qui représente plus de 18 m³, on a un temps de séjour non négligeable qui crée un décalage. L'aération fonctionnelle ou non joue un rôle sur l'hydraulique dans l'ouvrage. Les 5 points étant répartis uniformément à l'entrée de la partie densément aérée du rock filter, l'observation de 5 pics à des temps différents informe qu'il y a des écoulements préférentiels et/ou des courts circuits hydrauliques au sein du rock filter. L'écoulement n'est pas homogène. Cet écoulement est dépendant de l'hydraulique de la lagune. Une perspective serait de réaliser un traçage (traceurs non photodégradables) de la lagune afin de modéliser son écoulement et de mettre en évidence les courts circuits hydrauliques. Il serait également intéressant de réaliser le même protocole de traçage sur le rock filter mais en utilisant différents traceurs aux différents points d'injection, ainsi une première modélisation de l'écoulement dans le rock filter serait possible.

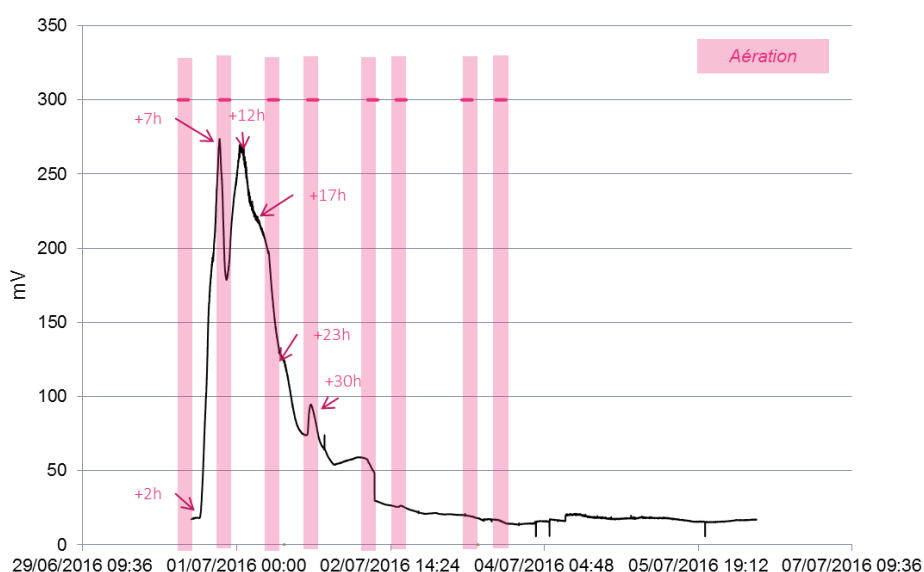


Figure 20 Traçage à la fluorescéine sur le rock filter aéré

Les données issues du traçage sont globalement peu significatives car seulement 10% du traceur sont récupérés. Le traçage n'est pas satisfaisant, le traceur peut s'être photodégradé ou être reparti en sens inverse en direction de la lagune.

Performances épuratoires

Le rock filter aéré permet un abattement de 72 et 76% pour la DBO₅ et les MES respectivement, ce qui confirme l'impact positif du rock filter dans la dégradation de la matière organique et filtration des MES (Figure 22). Toutefois, son rôle pour la nitrification / dénitrification reste limité lorsque les concentrations en polluants en entrée d'ouvrage sont faibles (de 1,75 à 0,15 mg.L⁻¹ en NH₄⁺, Figure 21). En Avril, on observe une production de nitrates mais un faible abattement de l'azote ammoniacal ce qui expliquerait la minéralisation de l'azote organique (Déronzier et al. 2001). EPA (2002), Middlebrooks (1995) et Mara et Hamdan (2011) ont démontré qu'un milieu pauvre en oxygène entraînait la décomposition des algues et donc la dégradation de l'azote organique d'origine algale (cela serait encore plus efficace en conditions aérobie). Lors de ces deux campagnes, le rock filter fonctionnait à mi-charge (50% de 52,2 m³.j), le traitement de l'azote peut varier selon la période de l'année (hivernale/estivale) et la charge hydraulique.

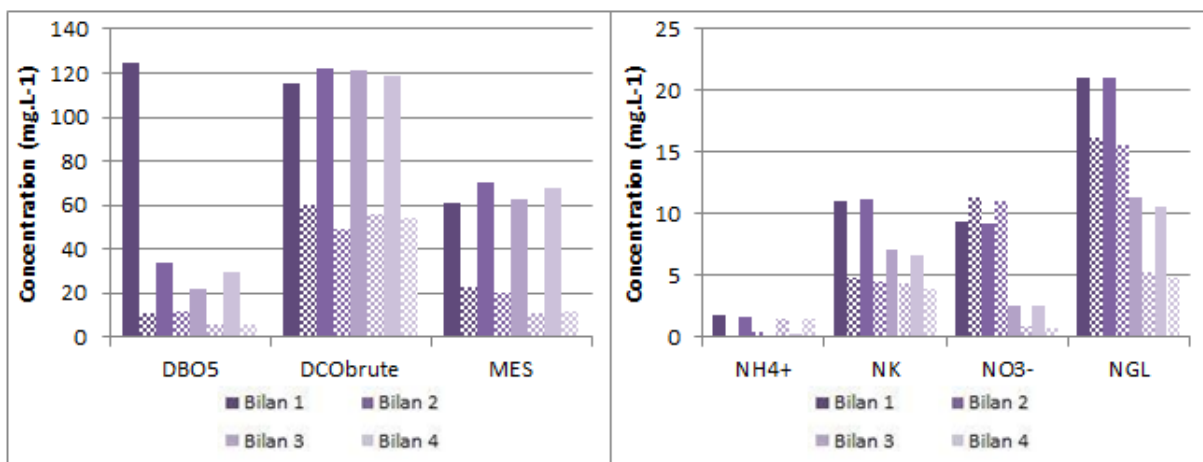


Figure 21: Concentration des polluants en entrée (plein) | sortie (damier) du rock filter aéré

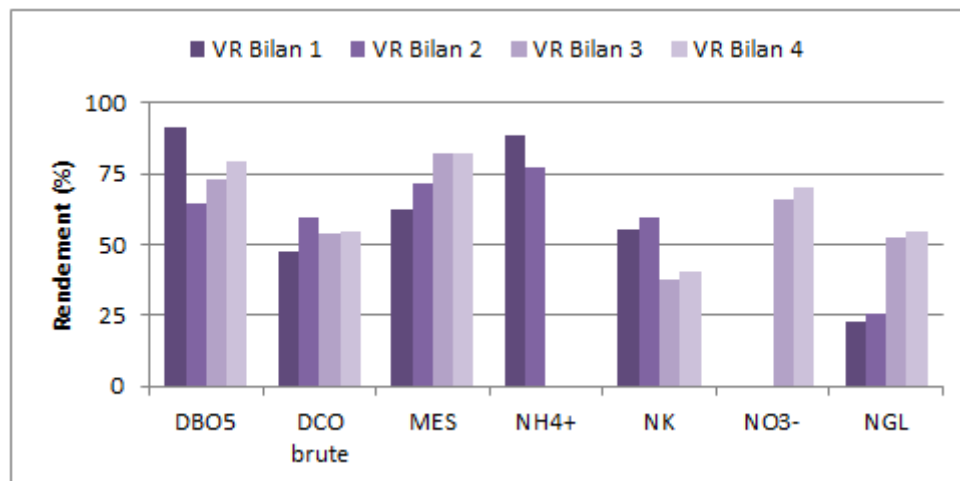


Figure 22: Rendement du rock filter aéré de Vaux Rouillac (VR)

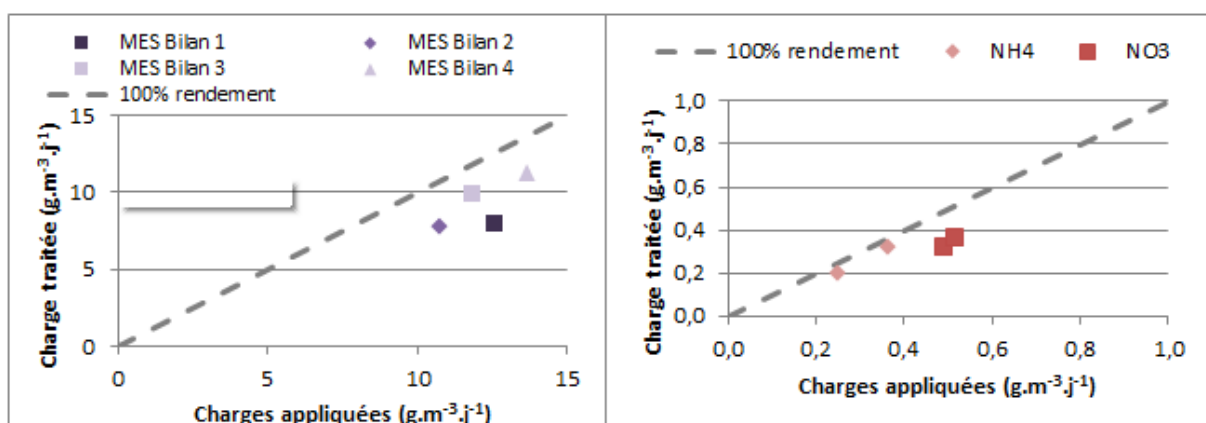


Figure 23: Capacité de traitement du rock filter pour les paramètres MES, NH4 et NO3

Oxygénation

Hétérogénéité spatiale

La variation d'oxygène dissous au cours du temps dans le rock filter lors de la première campagne (Avril) est illustrée en Annexe 4. Le phénomène de super-saturation matérialisé en orange sur la courbe en entrée du rock filter est retrouvé. Les cycles d'aération sont bien visibles sur la sonde placée au centre. La sonde en sortie indique qu'il y a très peu d'oxygène et suppose une zone « morte » en fin de rock filter, où la dénitrification serait possible.

L'Annexe 5 représente les mêmes données pour la deuxième campagne (Juin). Le phénomène de super-saturation est aussi représenté sur la courbe représentative de l'entrée du rock filter. L'Annexe 6 montre deux graphiques qui représentent la variation de l'oxygène dissous sur le profil longitudinal et transversal du rock filter (schéma Annexe 3). Le profil longitudinal montre qu'à mesure qu'on s'éloigne du bord immergé du rock filter, la concentration en oxygène dissous augmente de plus en plus. La saturation est à son maximum à la fin de la zone densément aéré (puisqu'il existe un volume mort en fin de transect longitudinal). Le profil transversal nous indique qu'à une même distance du bord immergé du rock filter, on retrouve les mêmes profils de courbes qui se superposent. On peut émettre l'hypothèse de la présence d'un gradient d'oxygène dissous entrée/sortie du rock filter.

Consommation d'oxygène par les micro-organismes

En avril, la consommation en oxygène dissous par les micro-organismes est comprise entre 3 et 7 mg O₂/l.heure⁻¹ avec le pic en début d'après-midi.

La Figure 24 représente la consommation en oxygène dissous au cours d'une période journalière et par sonde en juin. On observe une baisse de la consommation en oxygène dissous au fur et à mesure que l'on s'éloigne du bord du rock filter et une stabilité sur les 3 dernières sondes (300cm/0cm ; 310cm/310cm et 310cm/700cm). On note un pic à 18 mg O₂/l.heure⁻¹ en fin de journée (18h). Le temps de séjour dans la lagune étant long (43 jours), la charge organique arrivant sur le rock filter reste constante et n'est donc pas liée à la consommation. Avec une moyenne de 0,14 mg O₂/l.minute⁻¹ ; les bactéries consomment au cours d'une journée, environ 14 kg d'oxygène dissous.

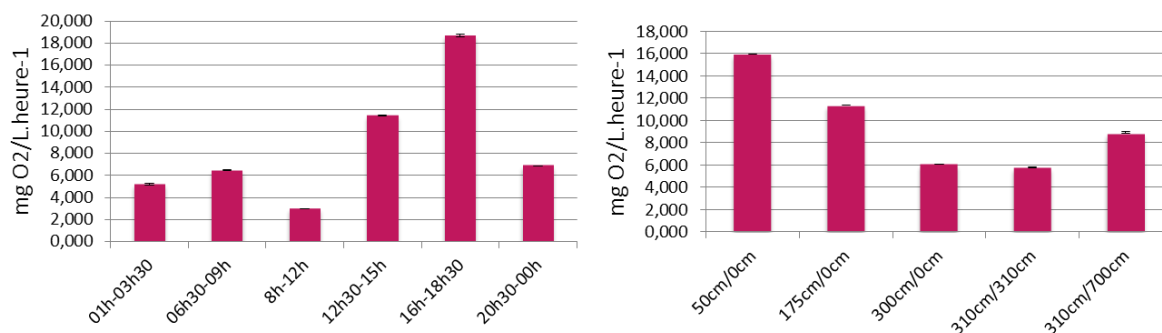


Figure 24 Consommation de l'oxygène dissous par tranche horaire (gauche) et par sonde (droite)

La Figure 25 représente la variation de la consommation d'oxygène dissous au cours du temps pour chaque sonde. On remarque une consommation globalement stable pour les sondes 300cm/0cm ; 310cm/310cm et 310cm/700cm. Concernant la sonde 175cm/0cm, deux valeurs sont supérieures aux autres (17 et 14 mg O₂/l.heure⁻¹). On peut supposer qu'étant donné qu'il n'y avait pas d'agitation à ce moment-là, l'eau a pu stagner autour de la sonde. Il y a également les incertitudes sur la mesure et sur le calcul à prendre en considération.

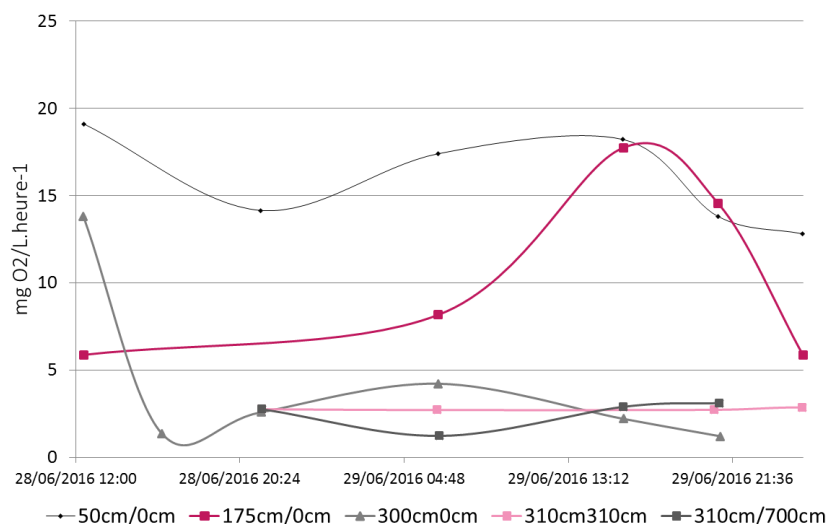


Figure 25 Variation de la consommation d'oxygène dissous au cours du temps pour chaque sonde

Conclusions

Le rock filter aéré intégré en fin de lagune a pour objectif de limiter le rejet en MES et en azote, de par la filtration des algues et la mise en place de l'aération permettant la nitrification au sein du massif filtrant. L'étude menée sur l'ouvrage de Vaux Rouillac révèle une bonne finition du traitement des paramètres carbonés ainsi qu'une bonne filtration des MES. La nitrification est dépendante des concentrations en entrée de rock filter et celles observées durant les campagnes de mesures ne permettent pas de juger de l'efficacité du traitement. Néanmoins, la consommation d'oxygène par les micro-organismes met en évidence une possible activité de nitrification au sein du rock filter.

4.4 Comparaison des deux systèmes : rock filter aéré et rock filter non aéré

Le rock filter a pour principal objectif de diminuer la concentration de MES dans l'effluent en sortie de lagune. Les MES retenues dans l'ouvrage sont dégradées et minéralisées, pouvant de fait générer une ammonification (relargage de N-NH₄⁺) qui limite l'intérêt de ce procédé lorsque les niveaux de rejets en azote sont stricts. L'aération forcée permet la mise en place de nitrification et dénitrification, afin de dégrader cet apport en N-NH₄⁺.

Les résultats obtenus sur les deux procédés, à Saint-Pierre-sur-Orthe et à Vaux Rouillac, indiquent une finition du traitement sur les paramètres carbonés, avec 54 et 77% d'élimination en DCO et DBO₅ avec aération (VR) et 27 et 22% sans aération (SPO). Les rendements en MES sont satisfaisants, notamment dans le cas du rock filter aéré (76%) mais ces résultats sont dépendants de la nature des MES et donc de la biologie de la lagune (63% d'élimination des MES à Saint-Pierre-sur-Orthe en 1^{ère} campagne, production à la campagne suivante (rendement négatif)).

L'aération optimise le processus de nitrification au sein du massif filtrant, avec un rendement moyen de 83% lorsque les concentrations en entrée d'ouvrage sont supérieures à 1,6 mg.L⁻¹. Lorsque les concentrations sont trop faibles (inférieures à 0,30 mg.L⁻¹), des concentrations de l'ordre de 1,5 mg.L⁻¹ sont observées, indiquant une limite possible du processus de nitrification dans l'ouvrage. Cette limite est retrouvée sur le rock filter non aéré, pour les nitrates et la DBO₅ avec une production (rendements négatifs) pour ces deux paramètres lorsque de faibles concentrations en entrée sont observées.

Néanmoins, cela n'impacte pas les niveaux de rejets, qui sont respectés pour les deux stations. De fait, les faibles charges appliquées aux ouvrages ne permettent pas de juger de leurs capacités à traiter de fortes charges.

Enfin, l'aération entraîne une dégradation de la matière, avec une consommation de l'oxygène par les micro-organismes, favorisant la réduction du risque colmatage. En effet le colmatage peut être provoqué par l'accumulation des résidus et de matières minérales dans le rock filter.

5 Conclusions

5.1 Stations de Saint-Pierre-sur-Orthe et Vaux Rouillac

Les expérimentations menées sur les deux stations de Vaux-Rouillac (FPR – 1 lagune – rock filter aéré – zones d'infiltration) et Saint-Pierre-sur-Orthe (FPR – 2 lagunes – rock filter non aéré) permettent d'avancer les conclusions suivantes :

- **1^{er} étage :** Le FPR et le Biho-filtre® sont satisfaisants dans l'élimination globale des polluants.
- **2^{ème} étage :** l'entretien des lagunes est nécessaire pour éviter ou limiter la prolifération des lentilles d'eau et favoriser la photosynthèse et donc le développement algal. Les lagunes permettent un traitement complémentaire de l'effluent.
- **Recirculation :** A Saint-Pierre-sur-Orthe, une étanchéité « non parfaite » de la lame de l'ouvrage de recirculation a été observée, pouvant conduire à modifier les taux de recirculation en fonction des débits entrants. Il apparait par conséquent que la recirculation n'est pas stable.
- **Performances globales :** les deux stations sont très performantes dans l'abattement des polluants et respectent les niveaux de rejets imposés par le CCTP.

5.2 Rock filter

L'amélioration du rejet des lagunes et la modification des exigences environnementales a conduit les stations d'épuration des petites et moyennes collectivités à réhabiliter leurs systèmes de traitement et parfois adopter de nouveaux procédés dont la maintenance est simple et le coût moindre qu'un procédé de traitement intensif (boues activées, lits bactériens...). Le rock filter est un procédé dont les premières publications datent de 1973 par Martin et Weller, O'Brien et al., relatant les bonnes performances de ce système dans le traitement de la matière organique (DBO₅) et la filtration des matières en suspension (MES). La simplicité du fonctionnement fait de ce procédé un choix pertinent pour une étape d'affinage/stabilisation du rejet en sortie de lagune. L'inconvénient principal de ce procédé reste la vitesse à laquelle le filtre devient anoxique en l'absence d'oxygène dissous et donc où le traitement de l'azote ne s'effectue plus. Des rock filters aérés ont été développés afin de réaliser la nitrification poussée.

Les deux études menées ici ne permettent pas de juger des limites de traitement de l'ouvrage pour des fortes concentrations mais mettent en évidence une garantie de la qualité de rejets pour les paramètres visés (DBO₅, DCO, MES), avec une concentration maximum observée de 20 mg.L⁻¹ de MES en sortie de filtre. Les rendements négatifs observés pour certains paramètres azotés (NH₄ et NK) ne préjugent pas d'un mauvais fonctionnement global de l'ouvrage mais sont à mettre en lien avec les conditions expérimentales (très faibles concentrations d'entrée) et ne remettent pas en question le respect des niveaux de rejets en sortie de station.

De plus, la comparaison entre les deux procédés met en évidence l'intérêt de l'ajout d'aération lorsque les niveaux de rejets nécessitent un traitement plus approfondi pour l'azote. De plus, cette oxygénation permet la dégradation d'une partie des résidus présents dans l'ouvrage et devrait, de fait, limiter l'arrivée du colmatage même si le manque de données actuelles ne permet pas de donner de conclusions fermes.

Le colmatage est une problématique importante des rock filters (réduction de porosité du massif), dont il est nécessaire de prendre la mesure. Son apparition peut être aggravée lors d'un défaut de conception et d'un mauvais entretien du filtre pouvant entraîner de lourds dysfonctionnements comme observés sur la station d'épuration de Laurens (34) qui fait l'objet d'une expertise menée par Irstea à ce sujet.

De ce fait, il est nécessaire de définir des règles de conception plus fiables et de mettre en place des recommandations précises sur le dimensionnement et l'entretien des ouvrages afin de limiter les risques de colmatage.

Bibliographie

- ASCE. 1984. *A Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water*.
- Centre technique du génie rural des eaux et des forêts. 1980. "Les Performances Des Systèmes D'aération Des Stations D'épuration."
- Commission Européenne. 1991. "Directive Du 21 Mai 1991 Relative Au Traitement Des Eaux Urbaines Résiduaires". Journal Officiel.
- Déronzier, Gaëlle, Sylvie Schétrite, Yvan Racault, Jean-Pierre Canler, Alain Liénard, Alain Héduit, et Philippe Duchène. 2001. "Traitement de L'azote Dans Les Stations D'épuration Biologique Des Petites Collectivités". Cemagref Editions.
- Durot, Marie-Amélie, et Pascal Molle. 2016. "Amélioration Du Rejet Des Lagunes D'épuration."
- Ecosan Services Foundation. 2008. "Small-Scale Constructed Wetlands for Greywater and Total Domestic Wastewater Treatment."
- EPA. 2002. "Wastewater Technology Fact Sheet - Rock Media Polishing Filter for Lagoons."
- Épur Nature. 2015. "Étude Et Construction de La Station D'épuration de Vaux Rouillac Pour 350 Habitants."
- Fändriks, Ingrid. 2011. "Alternative Methods for Evaluation of Oxygen Transfer Performance in Clean Water."
- G2C. 2010. "Étude Diagnostic Des Installations D'assainissement Collectif."
- Groupe Assainissement des communes rurales - Agence de l'eau Artois, Picardie. n.d. "Guide de L'assainissement Des Communes Rurales."
- Hamdan, Rafidah Binti. 2012. "Aerated Rock Filter as a Polishing Unit for Total Nitrogen & Phosphorus Removal from Domestic Wastewater."
- He, Yanjun. 2012. "An Alternative Mathematical Model for Oxygen Transfer Evaluation in Clean Water." *Veolia Water Technologies*.
- Héduit, Alain, Stéphanie Capela, et Sylvie Gillot. 2003. "Aération Forcée Dans Les Procédés Biologiques D'épuration." In *Transferts Gaz_liquide Dans Les Procédés de Traitement Des Eaux Et Des Effluents Gazeux*, Lavoisier, 383–444. Michel Roustan.
- Johnson, M., M.A. Camargo Valero, et Duncan Mara. 2007. "Maturation Ponds, Rock Filter et Reedbeds in the UK: Statistical Analysis of Winter Performance." *Water Science and Technology*, 135–42.
- Johnson, M., et Duncan Mara. 2006. "Aerated Rock Filter for Enhanced Ammonia and Fecal Coliform Removal from Facultative Pond Effluents." *Journal of Environmental Engineering*, 574–77.
- Keeratiurai, Prayong. 2014. "Wastewater Treatment with Aerobic Filtration Process by Rock Filter." *Journal of Agricultural and Biological Science*, 152–56.
- Mara, Duncan, et Rafidah Binti Hamdan. 2011. "The Effect of Aerated Rock Filter (ARF) Geometry on the Rate of Nitrogen Removal from Facultative Pond Effluents." *School of Civil Engineering, Faculty of Engineering*.
- Middlebrooks, E.J. 1988. "Review of Rock Filter for the Upgrade of Lagoon Effluents." *Water Pollution Control Federation*, 1657–62.
- . 1995. "Upgrading Pond Effluents: An Overview," *Waste Stabilisation Ponds and the Reuse of Pond Effluents*, 31: 353–68.
- Morel, Michel, et Kane Mansour. 1998. "Le Lagunage à Macrophytes, Une Technique Permettant L'épuration Des Eaux Usées Pour Son Recyclage Et Multiples Valorisations de La Biomasse." *Sud Sciences & Technologies*, no. 1.
- Murphy, Clodagh, Scott D. Wallace, Russell Knight, David Cooper, et Tori Sellers. 2014. "Treatment Performance of an Aerated Constructed Wetland Treating Glycol Form De-icing Operations at a UK Airport." *Elsevier*.

- Neder, K.D., G.A. Carneiro, T.R. Queiroz, et M.A.A De Souza. 2002. "Selection of Natural Treatment Processes for Algae Removal from Stabilisation Ponds Effluents in Brasilia, Using Multicriterion Methods." *Water Science and Technology*, 347–54.
- Nivala, Jaime. 2012. "Effect of Design on Treatment Performance, Plant Nutrition and Clogging in Subsurface Flow Treatment Wetlands."
- Oirschot, D. Van, Scott D. Wallace, et R. Van Deun. 2014. "Wastewater Treatment in a Compact Intensified Wetland System at the Badboot: a Gfloating Swimming Pool in Wetlands." *Environmental Scien Pollution Res.*
- Painmanakul, Pisut. 2005. "Analyse Locale Du Transfer de Matière Associé à La Formation de Bulles Générées Par Différents Types D'orifices Dans Différentes Phases Liquides Newtoniennes: Étude Expérimentale Et Modélisation."
- Picot, B.S., C. Casellas, et Bontoux, J. 1993. "Using Diurnal Variations in a High Rate Algal Pond for Management Pattern." *Water Science and Technology* 28 (10).
- Redmond, Eric, Craig L. Just, et Gene F. Parkin. 2014. "Nitrogen Removal from Wastewater by an Aerated Subsurface Flow Constructed Wetland in Cold Climate", 305–13.
- Saidam, M.Y., S.A. Ramadan, et D. Butler. 1995. "Upgrading Waste Stabilisation Pond Effluent by Rock Filter." *Water Science and Technology*, 369–75.
- SINT. 2014. "Rétention Des Micro-algues En Sortie de La Station de Traitement Des Eaux Usées de La Cavalerie (12) En Vue D'obtenir Une Conformité Du Rejet."
- Stenstrom, Michael K., Leu Shao-Yuan, et Pan Jiang. 2006. "Theory to Practice: Oxygen Transfer and the New ASCE Standard." *Water Environement Foundation*, 4838–52.
- Tadesse, I., F.B. Green, et J. Puhakka. 2003. "Seasonal and Diurnal Variations of Temperature, pH and Dissolved Oxygen in Advanced Integrated Wastewater Pond System Treating Tonnyery Effluent." *Elsevier*.
- Tardat-Henry, M., et J. Beaudry. 1984. *Chimie Des Eaux*. Le griffon d'argile.
- Tidwell, James H. 2012. *Aquaculture Production Systems*. John Wiley & Sons.

ANNEXES

Table des Annexes

<i>Annexe 1 Normes concernant les analyses majeures à Saint-Pierre-sur-Orthe.....</i>	<i>41</i>
<i>Annexe 2 Normes concernant les analyses des paramètres majeurs à Vaux Rouillac.....</i>	<i>41</i>
<i>Annexe 3 Détail de l'échantillonnage du rock filter.....</i>	<i>42</i>
<i>Annexe 4 Mesures en continu de l'oxygène dissous sur le rock filter aéré en Avril.....</i>	<i>43</i>
<i>Annexe 5 Mesures en continu de l'oxygène dissous sur le rock filter en Juin.....</i>	<i>43</i>
<i>Annexe 6 Variations longitudinales et transversales de la concentration en oxygène dissous au sein du rock filter.....</i>	<i>44</i>

Annexe 1 Normes concernant les analyses majeures à Saint-Pierre-sur-Orthe

Paramètres	Normes	Limite de quantification
DBO ₅	NF EN 1899-1	3 mg O ₂ /L
DCO brute	NFT 90-101 ISO 15705	30 mg O ₂ /L 6mg O ₂ /L
DCO filtrée	NFT 90-101 ISO 15705	30 mg O ₂ /L 6mg O ₂ /L
MES	NF EN (Whatman GF/C)	2 mg/L
N-NH ₄	NF EN ISO 11 732 – Flux continu (CFA)	0,39 mg N/L
N-NO ₃	NF EN ISO 13 395 – Flux continu (CFA)	0,23 mg N/L
N-NO ₂	NF EN ISO 13 395 – Flux continu (CFA)	0,015 mg N/L
NK	NF EN 25 663	0,5 mg N/L
PT	NF EN ISO 6878-7	0,05 mg P/L

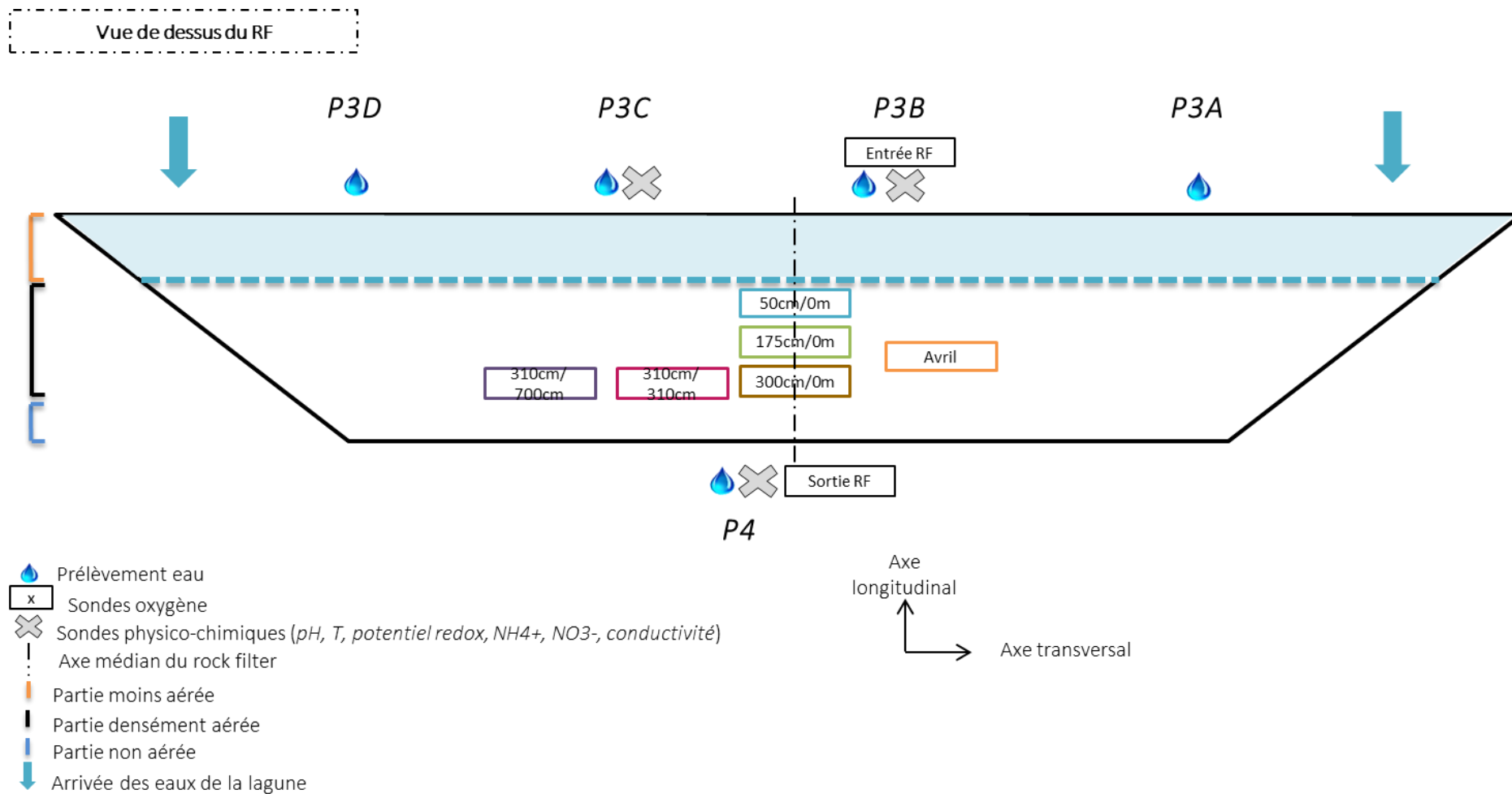
Annexe 2 Normes concernant les analyses des paramètres majeurs à Vaux Rouillac

Paramètres	Normes	Unités	LQ
MES (Filt.)	NF EN 872	[MES] = mg/L	2,0
DBOn	NF EN 1899-1	[O ₂] = mg/L	3,0
DCO b	NF T 90-101	[O ₂] = mg/L	20
N-NH ₄ ⁺ (dist.)	NF T 90-015-1	[N] = mg/L	1,0
N-NH ₄ ⁺ (C.I.)	NF EN ISO 14911	[N] = mg/L	0,02
N-NO ₂ ⁻ (C.I.)	EN ISO 10304-1	[N] = mg/L	0,02
N-NO ₃ ⁻ (C.I.)	EN ISO 10304-1	[N] = mg/L	1,0
NKJ (dist.)	NF EN 25663	[N] = mg/L	1,0
P-PO ₄ ³⁻ (C.I.)	EN ISO 10304-1	[P] = mg/L	0,03
PT (ICP-OES)		[P] = mg/L	

Annexe 3 Détail de l'échantillonnage du rock filter

Une adaptation du protocole a été réalisée entre les deux campagnes d'avril et juin, en lien avec la disponibilité de plus de sonde oxygène en juin.

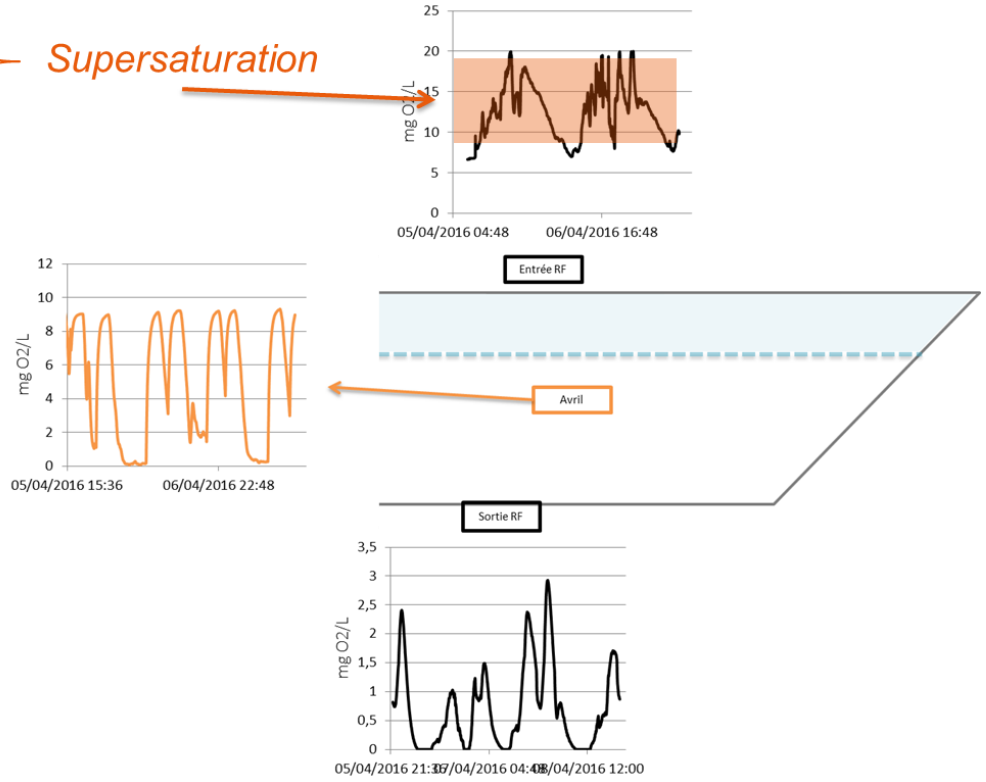
Concernant l'appellation des sondes oxygène : le 1^{er} chiffre correspond à la distance de la sonde par rapport au bord immergé du rock filter, matérialisé par la ligne en pointillé bleue. Le 2nd chiffre correspond à la distance par rapport à l'axe médian du rock filter.



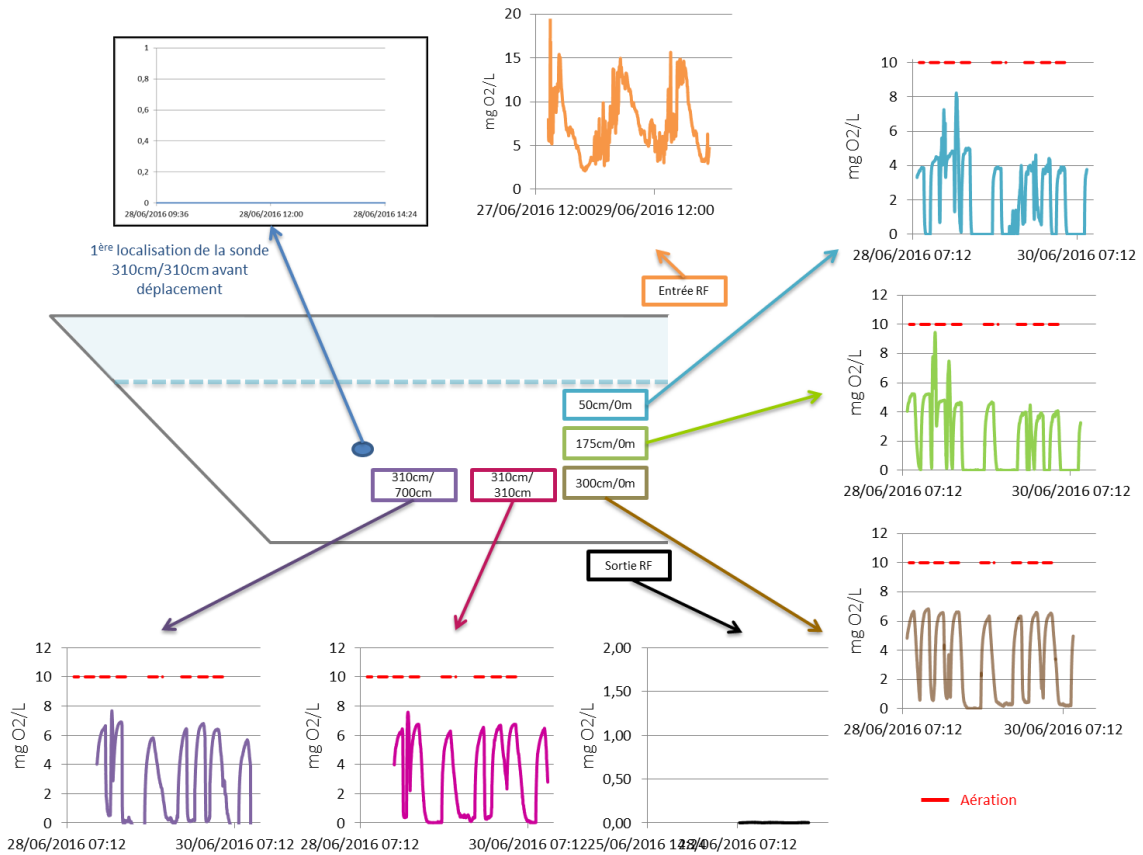
Annexe 4 Mesures en continu de l'oxygène dissous sur le rock filter aéré en Avril

Picot et al., 1993
Tadesse et al., 2003

Supersaturation

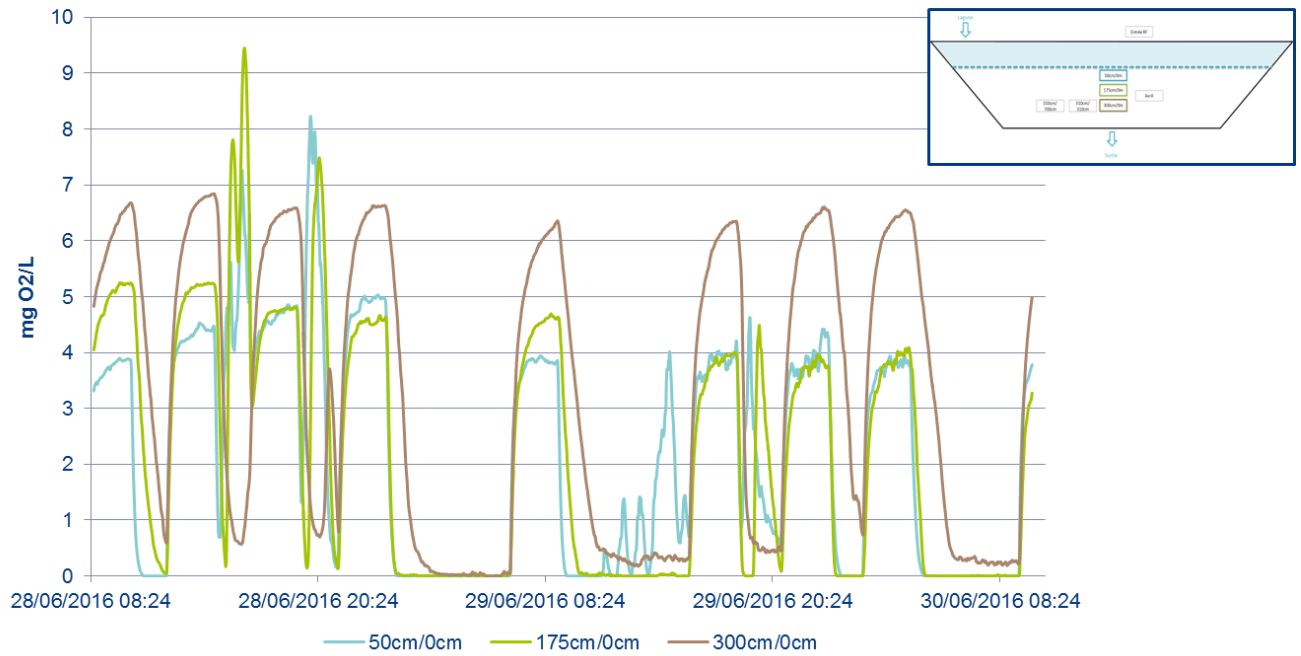


Annexe 5 Mesures en continu de l'oxygène dissous sur le rock filter en Juin



Annexe 6 Variations longitudinales et transversales de la concentration en oxygène dissous au sein du rock filter

Variation de la concentration en oxygène dissous – Profil Longitudinal



Variation de la concentration en oxygène dissous – Profil Transversal

