

Filtre planté de roseaux à aération forcée

OBJECTIFS DE LA NOTE

La famille des filtres plantés de roseaux comporte différents procédés selon plusieurs conceptions et combinaisons (écoulement horizontal, vertical, avec fond saturé, sur un ou plusieurs étages, avec ou sans ajout de matériaux spécifiques...), selon les enjeux et les exigences de niveaux de rejets et des sites d'implantation.

Cette note s'inscrit dans une série d'études menées par l'atelier du Groupe de Travail national EPNAC sur la « veille des procédés nouveaux ». Cet atelier a été initié en 2012, en réponse à la multiplication et à la rapidité d'évolution des procédés d'assainissement collectif des petites et moyennes collectivités.

Ces travaux visent à apporter des éléments de critique indépendants sur des nouveaux procédés de traitement, le plus en amont possible, de façon à cadrer et à accompagner leur déploiement lorsque ceux-ci présentent un intérêt.

Les prémices du développement de l'aération forcée sur les Filtres Plantés de Roseaux (FPR) initiés sur le territoire national français méritent que l'on s'attarde sur cette technique.

L'objectif est de réaliser une **note générique sur le procédé « FPR à aération forcée »**, à partir de l'analyse de la **bibliographie internationale**.

Nous souhaitons établir, à la demande des maîtres d'ouvrages et des techniciens, une **première analyse** des filières à aération forcée, via les bases de dimensionnement et de conception, les performances observées et les modalités d'exploitation.

Les informations fournies dans cette fiche d'analyse sont issues de sources scientifiques. Y figurent également les éléments d'analyse du groupe de travail : **intérêts et points de vigilance** de la filière, et autres nota.

LES AUTEURS

Marie-Amélie DUROT

Equipe Epuration, Unité de Recherche Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions,
marie-amelie.durot@irstea.fr

Pascal MOLLE

Equipe Epuration, Unité de Recherche Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions,
pascal.molle@irstea.fr

LES RELECTEURS

Membres de l'atelier de travail EPNAC sur la veille des nouveaux procédés :

Organismes	Prénoms	Noms
Agence de l'eau – Loire Bretagne	Yannick	MERCIER
Agence de l'eau – Adour Garonne	Jocelyne	DI MARE
SATESE 24	Marc	BOUCHER
SATESE 16	Yoann	LAVAUD
SATESE 46	Patrick	LABESCAU
SATESE 48	Christophe	BONNET
SATESE 82	Pascal	BOURDONCLE
Irstea	Pascal	MOLLE
Irstea	Stéphanie	PROST-BOUCLE
Irstea, coordinatrice du GT EPNAC	Marie-Amélie	DUROT

LES CORRESPONDANTS

Onema :

Claire Leval, Direction de l'Action Scientifique et Technique, claire.leva@onema.fr

Irstea :

Pascal Molle, Equipe Epuration, Unité de Recherche Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions, pascal.molle@irstea.fr

Droits d'usage :	Accès libre
Couverture géographique :	France
Niveau géographique :	National
Niveau de lecture :	Professionnels, experts, <i>décideurs</i>
Nature de la ressource :	Rapport final

HISTORIQUE, CONTEXTE ET CHAMPS D'APPLICATION

Les filtres plantés de roseaux (FPR)

La technologie des filtres plantés de roseaux est aujourd'hui bien développée sur le territoire français pour sa filière classique à 2 étages verticaux et pour des combinaisons de filières, pour le traitement des eaux usées domestiques (plus de 4000 FPR en 2015).

Les performances d'abattement sur la matière organique et l'ammonium, ainsi que les faibles besoins en énergie, l'exigence de maintenance minimale et les faibles coûts d'exploitation expliquent la propagation de la technologie (García et al., 2010).

Nombreux sont les arguments qui contribuent en effet au déploiement de cette filière. Parmi les intérêts majeurs figurent également la robustesse d'une filière adaptable selon les objectifs finaux de traitement sur la matière organique et les paramètres azotés, et la tolérance aux surcharges temporaires organiques et/ou hydrauliques.

Aux bonnes performances du système, s'ajoutent l'absence de compétences spécifiques requises pour l'entretien et la maintenance, la non-nécessité d'évacuation régulière des boues, l'absence de nuisances en fonctionnement normal (odeurs, bruit, moustiques) et une intégration paysagère certaine.

Les FPR ont été largement utilisés au cours des dernières décennies (Vymazal 2011), montrant leur efficacité dans le traitement d'effluents aux caractéristiques variables : eaux usées, lixiviats de décharge, effluents industriels et eaux de ruissellement (Kadlec et Wallace, 2009).

Cependant, pour optimiser les performances des FPR alimentés par des effluents particuliers (molécules difficilement biodégradables, fortes charges, charges variables) et réduire l'emprise foncière de la filière, le procédé a été testé et développé avec l'ajout d'une aération forcée.

L'ajout d'une aération forcée: pourquoi ?

Le manque de disponibilité en oxygène est souvent un facteur limitant au sein des FPR (Maltais-Landry et al, 2009 ; Nivala et al, 2013a.) vis à vis des processus (dégradation organique aérobie - nitrification) en compétition consommant de l'oxygène (Saeed and Sun, 2011).

De ce fait, l'aération forcée, initialement développée par Wallace (2001), a connu un intérêt croissant ces dernières années.

Les champs d'applications de cette filière adaptée

Historiquement, l'ajout d'une aération forcée sur la filière FPR a été initié aux Etats-Unis, pour répondre au traitement d'effluents particuliers issus :

- des activités des raffineries pétrolières (décontamination d'eaux souterraines en présence d'hydrocarbures),
 - des activités aéroportuaires (présence de glycols),
 - des activités agricoles avec des effluents de type lisiers de porcs, effluents fromagers ou eaux vertes (salle de traite),
- pour être ensuite transféré aux eaux usées domestiques.

Une évolution récente en « Recherche & Développement »

La filière FPR avec aération forcée est déjà bien représentée à l'international et amorce son développement au niveau national.

Il existe différentes applications et filières mises en œuvre avec de l'aération forcée, en écoulement horizontal et/ou vertical. A ce jour, deux constructeurs français (Syntea et Opure) sont à l'initiative de brevets intégrant une aération forcée au sein de FPR alimentés par des eaux usées brutes (spécificité française).

A l'international, ces filtres ne sont pas alimentés par des eaux usées brutes et peuvent être plus profonds que leurs homologues non aérés.

Nombreux sont les cas d'études menés à l'international pour lesquels les concentrations des eaux usées en entrée de filtres sont dans la gamme des eaux usées domestiques après un

prétraitement. Cela nous amène à nous interroger sur le cas des variantes françaises avec une alimentation en eaux usées brutes.

Ainsi, pour garder **l'avantage de la filière alimentée directement en eaux usées brutes**, les brevets déposés par Syntea et Opure proposent une **adaptation du procédé à aération forcée**. Dans les deux cas, il est mis en œuvre une couche superficielle non saturée du filtre, à l'instar d'un premier étage de FPR à écoulement vertical classique, mais en différenciant la partie inférieure du filtre.

Syntea met en œuvre un filtre sous-jacent saturé à écoulement principalement horizontal alors qu'Opure met en œuvre une partie saturée à écoulement vertical. Dans la mesure où aucun retour d'expérience n'existe à l'heure actuelle sur ces deux brevets, ils ne sont pas détaillés dans le cadre de cette note. Les quelques références existantes devraient faire l'objet de suivis.

Objectifs visés

L'aération forcée est gage d'efficacité pour **améliorer l'élimination de la matière organique et aller plus loin sur les composés azotés**, notamment dans les FPR à écoulement horizontal (Nivala et al., 2007; Wu et al., 2014). Elle vise également, par une augmentation des capacités d'oxygénation combinée à une adaptation de la géométrie volumique du filtre, à **davantage de compacité**, induisant une réduction des coûts de mise en œuvre (Wallace et al., 2006 ; Zhang et al., 2010 ; Stefanakis et Tsihrintzis, 2009).

Des études ont également montré la capacité à **améliorer l'élimination des agents pathogènes** (Dong et al., 2012 ; Nivala et al., 2007 ; Ouellet-Plamondon et al., 2006 ; Headley et al., 2013), **les contaminants émergents** (Ávila et al., 2014) et **la réduction des émissions de gaz à effet de serre** (Maltais-Landry et al., 2009).

Perspectives

Les créneaux d'application qui pourraient, dans un futur proche, favoriser le développement des FPR aérés sont liés à des besoins de **capacités de traitement importantes où l'emprise foncière est un frein**, à **l'amélioration des performances** épuratoires, aux **variations de charges organiques importantes**, la **réhabilitation de filières** ou encore, répondre à des **effluents particuliers**.

L'émergence du développement de la filière de filtres plantés avec aération forcée en relation avec les objectifs visés ont donc amené le Groupe de Travail EPNAC à mener une analyse bibliographique sur ce procédé nouveau.

Etude bibliographique

Une trentaine de sources d'informations d'origines diverses ont été consultées : publications d'articles scientifiques recensés dans Scopus ou Web of Science¹, actes de conférences, thèses, rapports de consultants, plaquettes commerciales, presse...

Parmi ces sources, une distinction a été faite selon l'objet du retour d'expérience et l'intérêt des informations contenues. Il se dégage une vingtaine de documents de premier intérêt, reportés ci-dessous.

¹ Scopus et Web of Science sont deux grandes bases de données de la littérature revue par les pairs: revues scientifiques, livres et actes de conférence.

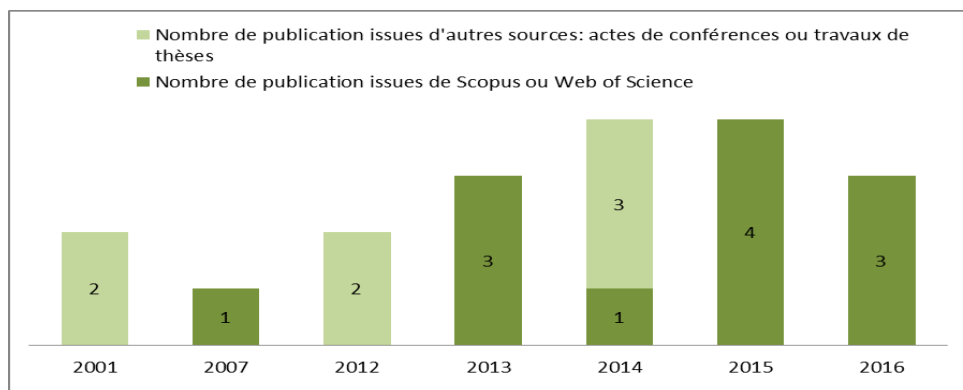


Figure 1 : Evolution du nombre de publications, à caractère scientifique et expérimental, mentionnant des retours d'expérience de filtres plantés avec aération forcée (Irstea, 2016).

Parmi les sources retenues dans cette étude bibliographique approfondie, on retrouve en partie l'historique de développement de la filière munie d'une aération forcée, dont les premières études concernent principalement les eaux industrielles, puis avec des retours d'expérience sur pilotes pour une application aux eaux usées domestiques.

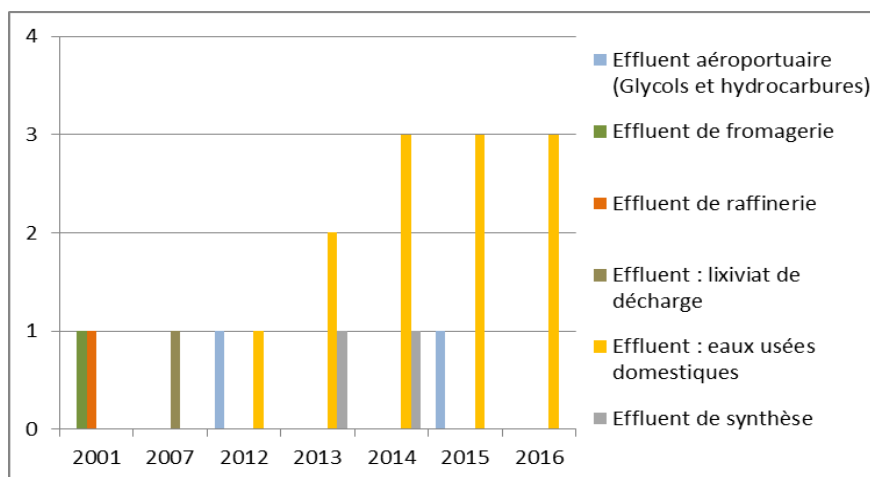


Figure 2 : Nature des effluents traités lors des retours d'expérience dans la bibliographie retenue pour l'étude (Irstea, 2016).

PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

On retrouve les deux grands types de filtres, à écoulement vertical (Figure 3) et horizontal (Figure 4), dans lesquels l'aération est mise en œuvre. On rappellera que, dans le cadre des systèmes à aération forcée étudiés dans la littérature, il n'y a **pas d'alternance de phase d'alimentation et de repos**. Les filtres sont donc alimentés en continu par des bâchées (sauf cas particulier pour certains FPRh).

Les temps et puissance d'aération sont fonction des objectifs de résultats escomptés.

Compte tenu d'une aération mécanisée, dite « forcée », **les filtres sont saturés en eau** par une mise en charge de sortie permettant de fixer la ligne d'eau quelques centimètres sous la surface du filtre.

Les drains d'aération sont situés en fond de système, dans les filtres à écoulement vertical, généralement au sein d'une couche de granulométrie plus grossière que la couche filtrante de manière à optimiser l'hydraulique. L'intensité et la fréquence d'aération sont très variables selon les retours d'expériences et font actuellement l'objet de sujets de recherches pour une optimisation du procédé.

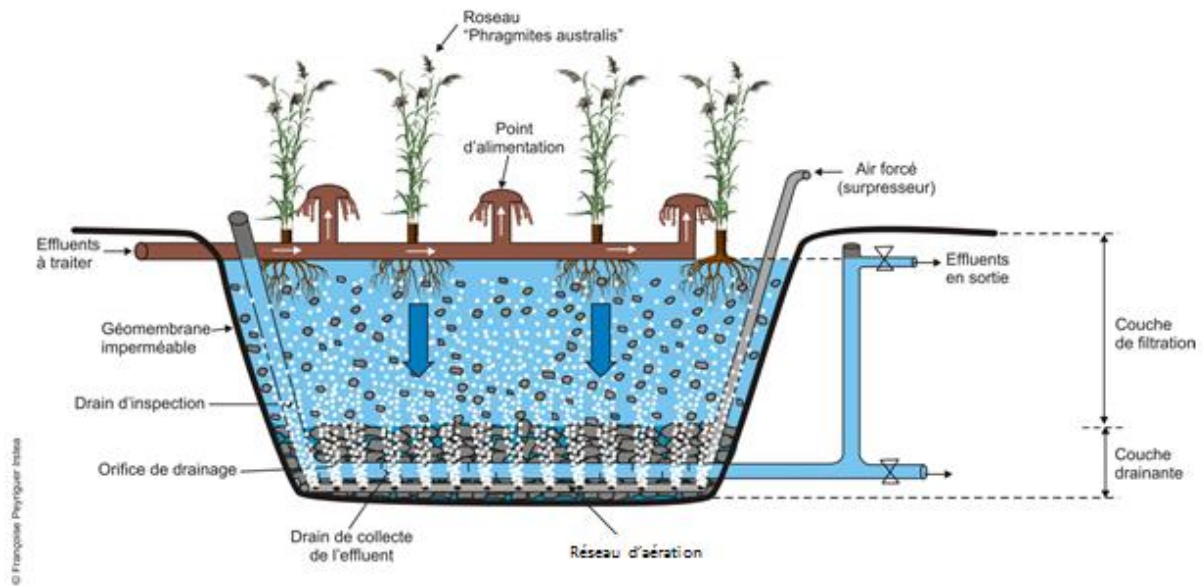


Figure 3 : Schéma de principe d'un FPR à écoulement vertical, avec aération forcée (Irstea, 2016)

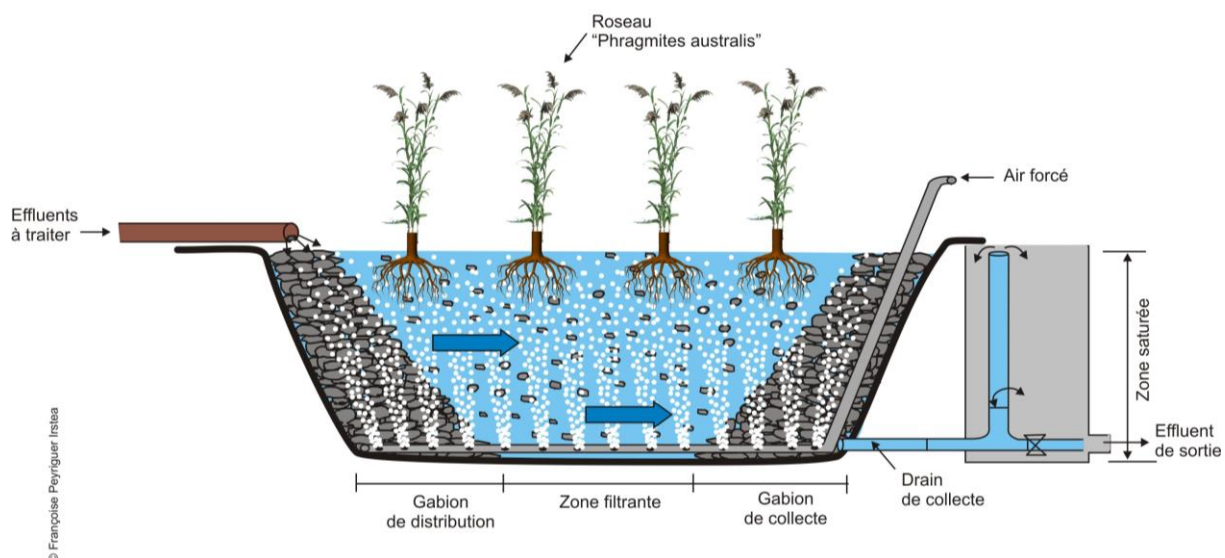


Figure 4 : Schéma de principe d'un FPR à écoulement horizontal, avec aération forcée (Irstea, 2016)

Pour la suite, il semble incontournable de dissocier les retours d'expérience et résultats issus d'expérimentations sur des filtres à écoulement horizontal (FPRh), de ceux obtenus avec des filtres à écoulement vertical (FPRv).

DIMENSIONNEMENT - CONCEPTION

Surface, charges hydrauliques et organiques, temps de séjour

Parmi les retours d'expérience exploités et contenant des données de dimensionnement, citons :

- Uggetti et al. (2016), ayant travaillé à partir de pilotes de FPRh de surface $2,64 \text{ m}^2$ (profondeur 1,3 m), avec un taux de charge hydraulique d'environ 0.07 m/j , un temps de séjour de 5,5 jours et une charge organique de $8 \text{ g DCO/m}^2.\text{j}$.
- Boog et al. (2014), ayant expérimenté des pilotes FPRv d'une surface de 6.2 m^2 , une charge hydraulique de 0.095 m/j et un temps de séjour 3.5 jours.

Ces deux exemples montrent la **disparité de la nature des informations communiquées**, tant en termes de données que d'unités, qu'il a été nécessaire d'homogénéiser dans la mesure du possible.

L'aération forcée des FPR permet un gain certain en compacité par rapport au système conventionnel. Cette réduction de surface, au regard des performances (meilleures sur l'azote total et de même ordre de grandeur sur NK, NH_4^+ et les paramètres organiques qu'une station classique à deux étages verticaux) semble varier entre 50% (Foladori et al. (2013)) et 80% (Pascual et al. (2016)), favorisant l'extension de la technologie FPR à des capacités de traitement supérieures à celle communément admises pour les filières classiques.

Matériaux filtrants

La **hauteur des matériaux diffère** également selon les conceptions.

D'après la bibliographie étudiée, pour les **FPRh aérés**, la couche principale de graviers est de l'ordre de **30 à 80 cm d'épaisseur**, avec une **granulométrie variable** (12-16 mm). Une couche superficielle de paillis ou mulch (5 à 15 cm) est présente lors des expérimentations en climat froid, pour éviter le gel du massif.

Pour les **FPRv aérés**, l'épaisseur de massif est supérieure (**55 à 100 cm** au total) et constituée de **plusieurs couches de granulats**. On trouve le plus souvent une première couche de sable grossier ou gravier fin en surface (granulométrie 1/3 ou 1/6 mm) d'épaisseur variable entre 15 à 30 cm puis des graviers en couche inférieure (7/15 et 15/30 mm en deux couches distinctes ou une couche en 8/16 mm, ou un mélange de 10/30 mm) sur 25 à 60 cm de profondeur.

Pour rappel, seul les retours d'expérience avec des eaux usées domestiques, exploités sans alternance à l'international, font ici l'objet d'une analyse approfondie. Pour aborder les performances selon la distinction de configuration hydraulique (FPRh – FPRv), les résultats disponibles et exploitables issus de la bibliographie étudiée ont été exprimés en charges volumiques par unité de traitement comparable : un filtre aéré en comparaison à ce même filtre non aéré.

PERFORMANCES DES FPRH AERES

Elimination de la matière organique

Sur la base de la dégradation de la DBO_5 issue de différentes études, la Figure 5 permet de visualiser que l'aération sur des FPRh permet d'obtenir des **rendements proches de 90%**. S'il n'est pas possible de faire de lien entre un potentiel décrochage du système et l'aération, on notera que les **charges appliquées** sont jusqu'à **8 fois supérieures** (Pascual et al. (2016)) aux FPRh classiques.

Les FPRh aérés peuvent ainsi atteindre des performances **environ 4 fois plus élevées sur le paramètre DBO_5** qu'un filtre non aéré (Pascual et al. (2016)).

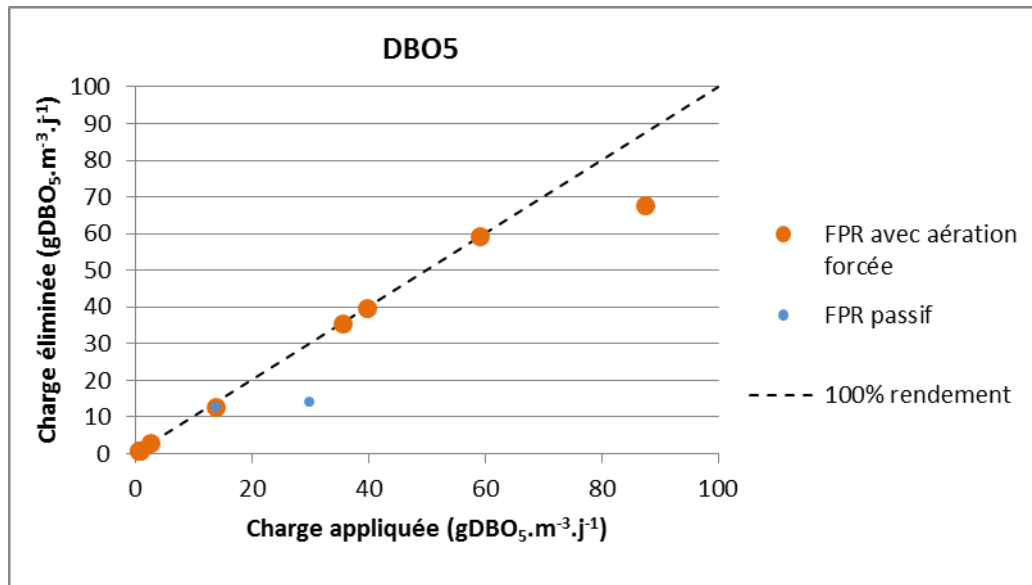


Figure 5 : Abattement en DBO₅ sur des FPRh aérés (Nivala et al., 2007, Murphy et al., 2015 et Pascual et al., 2016)

Dans le cadre d'une réadaptation d'un filtre obsolète traitant des effluents aéroportuaires, Murphy et al. (2015) observent des **cinétiques biologiques de dégradation jusqu'à 10 fois supérieures** en présence d'aération, par rapport à un FPRh réhabilité sans aération.

Wallace (2001), dans le cadre d'une étude de l'abattement des paramètres organiques et azotés au sein d'un FPRh, a montré que l'élimination des paramètres DBO₅ et N-NH₄⁺ semble suivre un **modèle de premier ordre**. C'est sur ce type de modèle que sont calées les **cinétiques de dégradation**. Les données bibliographiques demandent néanmoins des études supplémentaires pour bien cerner les facteurs de conception (densité d'aération, puissance d'aération, granulométrie des matériaux...) qui impactent ces cinétiques.

Élimination des paramètres azotés

En ce qui concerne la nitrification, la Figure 6 permet de visualiser l'intérêt de l'aération. Même si les charges appliquées ne sont pas excessives (0 à 4 g/m³/j), les études menées avec l'aération forcée permettent de mettre en évidence que :

- la **nitrification est quasiment totale (>90%)** en présence d'aération forcée (Fan et al., 2013 et Zhang et al., 2010)
- **une aération intermittente**, aux charges testées, **permet d'obtenir des résultats comparables à une aération continue** (sans changer les débits d'air, Uggetti et al., 2016) avec un séquençage d'aération régie par une concentration maximum fixée à 0.5 mg/l (Labella et al., 2015).

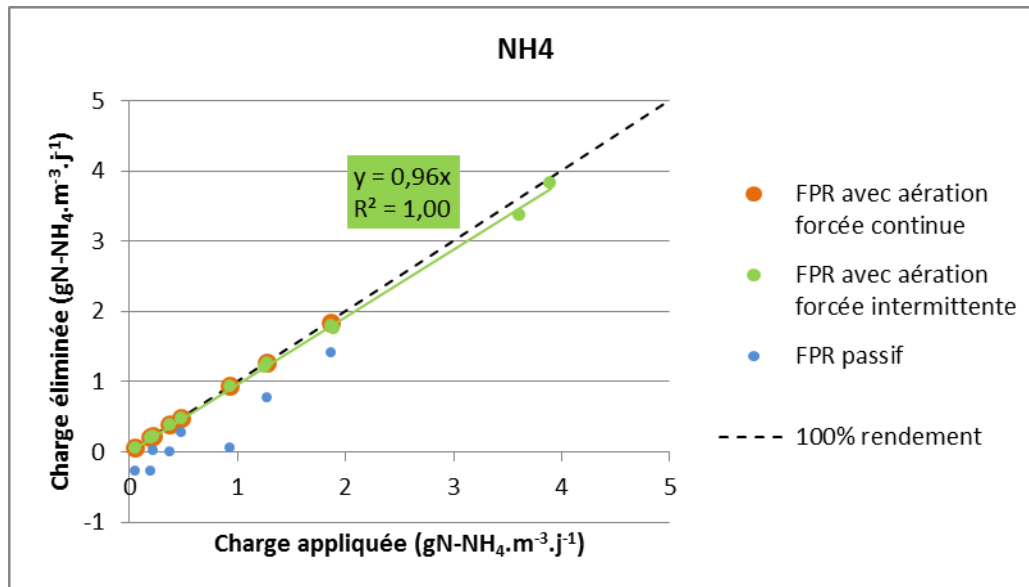


Figure 6 : Abattement en N-NH₄ sur des FPRh aérés (Nivala et al., 2007 et Uggetti et al., 2016)

En ce qui concerne l'azote global, on observe que **la dénitrification n'est pas totale** (Figure 7). Si de nombreux facteurs peuvent impacter le traitement de l'azote (charge entrante en NGL, concentration en oxygène dissous, température...), Nivala et al. (2007) mesurent en été des concentrations en N-NH₄ et en N-NO₃ faibles en sortie, respectivement inférieures à 2,0 mgN/L et 5,0 mgN/L pour des concentrations entrantes comprises entre 150 et 200 mgN/L en N-NH₄. Ce système, sur un seul étage de traitement, permet d'apporter des réponses intéressantes sur l'azote global.

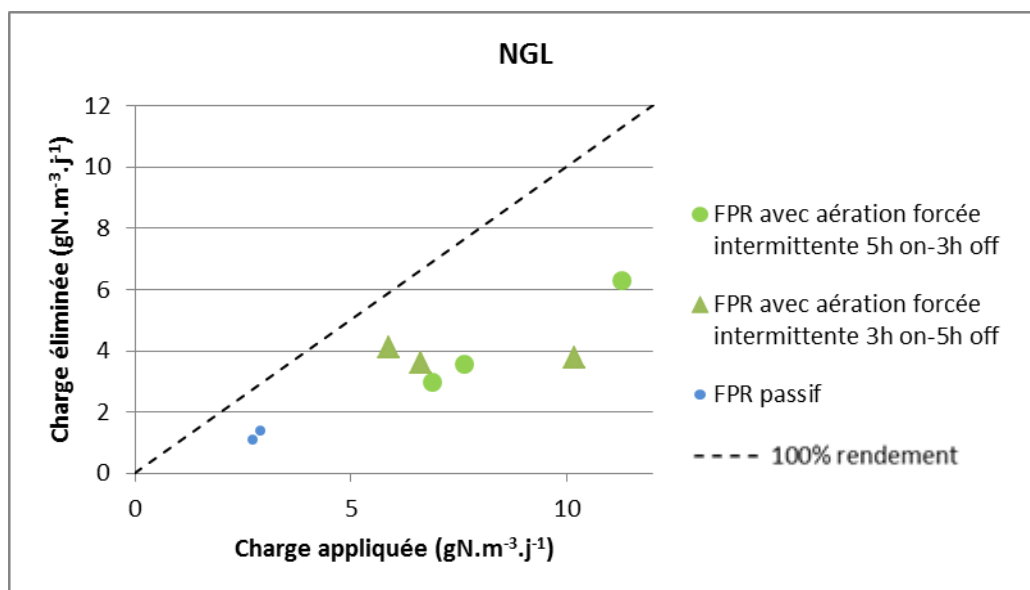


Figure 7 : Abattement en NGL sur des FPRh aérés (Pascual et al., 2016)

Redmond et al. (2014) se sont intéressés à l'impact des températures en présence d'aération forcée sur un FPRh. Pour un temps de séjour de l'ordre de 3.3 jours et une aération séquencée, ils ont observé des rendements en **NGL de 77% pour les températures basses de la gamme 2-20°C, contre 90% aux températures hautes. La nitrification**, en accord avec la Figure 6, **est quasi totale** sur toute la gamme de température (2-20°C) et de charge (jusqu'à 2 gN/m³.j⁻¹), seules les performances en NGL sont plus dispersées.

Les modélisations mettant en œuvre une réaction du premier ordre avec des écoulements piston ou de réacteur parfaitement mélangés et en série, réalisées par Redmond et al. (2014) traduisent des **cinétiques d'élimination du NGL de 2 à 4 fois plus grandes** pour les cellules aérées. Ces modèles mettent également en évidence **une élimination de**

l'azote total plus importante lors d'une aération intermittente (différentes cinétiques réactionnelles).

Le **taux d'élimination en N-NH₄** est **5 à 10 fois plus grand** pour les cellules aérées par intermittence que pour celles aérées en continue.

Uggetti et al. (2016) ont travaillé à comparer aération continue et intermittente, afin de déterminer le régime optimal permettant d'accroître l'efficacité tout en réduisant les besoins en énergie.

L'expérimentation a été réalisée avec des FPRh alimentés en eaux usées traitées (temps de séjour de 5,5 jours, charges hydraulique 0.07 m³/j et organique 8 gDCO/m²/j) et soumis à **aération intermittente** pour maintenir une concentration en O₂ comprise entre 0,5 et 2 mgO₂/L (établie sur la base de résultats antérieurs - Labella et al., 2015). Comparé à un filtre témoin (sans aération) et un filtre en aération continue (7 à 8 mgO₂/L), les résultats indiquent que l'**aération intermittente** semble la **configuration la plus favorable** pour le traitement de l'azote global (N-NH₄ (99%) et NGL (79%)).

Si les études menées montrent un intérêt clair pour optimiser les niveaux de traitement et la compacité des ouvrages, on retiendra la nécessité de **travailler sur le séquençage de l'aération pour optimiser le traitement de l'azote global** sur ces systèmes. Des études sont donc nécessaires pour mieux cerner les processus et leurs cinétiques, ainsi que les paramètres impactant et leur pilotage, afin de garantir des niveaux de traitement poussés sur l'azote global.

Pascual et al. (2016) ont travaillé sur le pilotage de l'aération, non pas sur une teneur en oxygène dissous, mais sur horloge. Ils montrent que **des différences existent en fonction de la conception du massif filtrant et du rapport marche/arrêt de l'aération**.

Pour une fréquence d'aération élevée (**5h marche - 3h arrêt**), la **nitrification est complète au sein des deux profondeurs** (80 cm et 50 cm) mais limitée sur l'azote global (53% pour 80 cm contre 61% pour 50 cm de profondeur). Dans ces conditions d'aération élevée, **la dénitrification est limitante**.

Pour une fréquence d'aération moindre (**2h marche – 6h arrêt** - le système reçoit près de 40% de flux d'air en moins), la nitrification diminue mais les rendements sur l'azote global augmentent (67% pour 80 cm contre 53% pour 50 cm de profondeur). **La nitrification est devenue l'étape limitante**.

S'il est difficile d'en tirer des règles claires, on notera l'intérêt de mieux maîtriser ces processus dans la mesure où l'aération permet d'atteindre des performances **5,5 fois plus élevées sur NGL** qu'un filtre saturé non aéré.

Il ressort de ces différentes études, trois possibilités de « pilotage » envisageables :

- **aération intermittente avec consigne (teneur en O₂, potentiel d'oxydo-réduction),**
- **aération intermittente avec consigne temporelle** (fréquence marche/arrêt),
- **aération dans l'espace avec des zones aérées** (quel mode de pilotage ?) **et des zones non aérées pour un FPRh.**

Si les FPR aérés permettent un traitement poussé sur l'azote global par la mise en œuvre d'une **aération intermittente**, des **études complémentaires** devront donc être menées afin de **permettre une optimisation de la conduite des procédés**.

Elimination du Phosphore

Si des études montrent un intérêt de planter et d'aérer les filtres pour la rétention du phosphore (Redmond et al., 2014), ce système ne semble pas adapté pour garantir des niveaux bas, sauf dans le cas de **mise en œuvre de matériaux spécifiques** (Pascual et al., 2016).

PERFORMANCES DES FPRV AERES

Elimination de la matière organique

La Figure 8 montre, à l'instar des FPRh, que l'aération d'un FPRv permet d'atteindre des **rendements élevés (≈ 95%) sur la DCO** et ce jusqu'à des charges proches de 300 g DCO.m⁻³.j⁻¹ (Foladori et al., 2013).

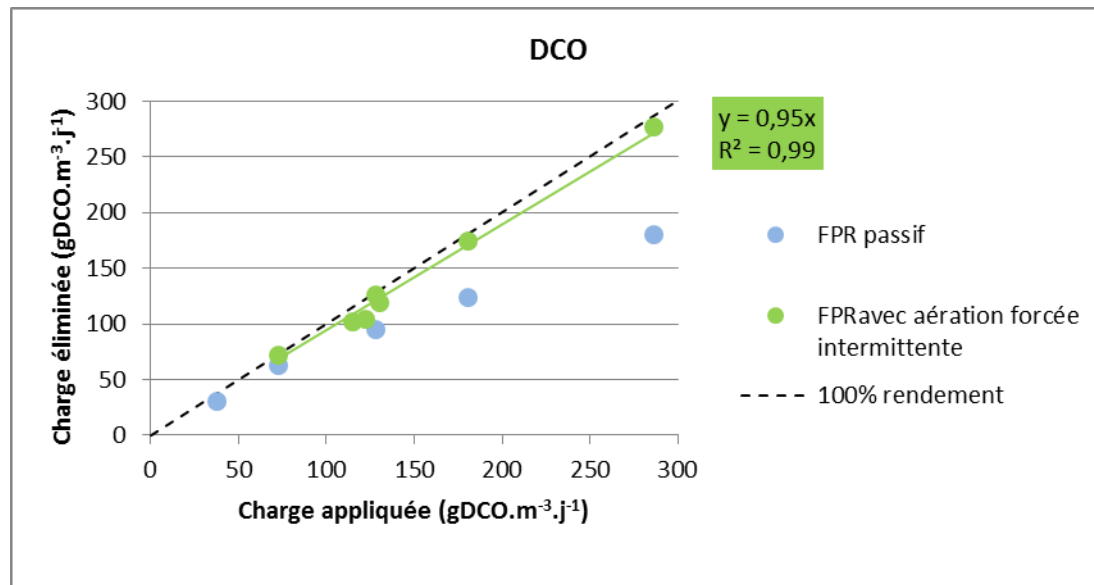


Figure 8 : Abatement en DCO sur FPRv aérés (Wu et al., 2015 ; Foladori et al., 2013)

L'étude des deux modes d'aération (continue ou intermittente) pour des conceptions et des charges similaires, ne semble pas démontrer des performances significativement différentes sur les paramètres DBO₅ et COT à ces charges là (Boog et al., 2014).

Il n'y a donc **pas de différence notable entre aération continue et aération intermittente, sur l'abatement des matières carbonées** dans les études menées actuellement.

Il pourrait être intéressant de **rechercher les limites du système** (par rapport au pilotage de l'aération) pour mieux en maîtriser son dimensionnement.

Elimination des paramètres azotés

Dans un FPRv classique (librement drainé) la dénitrification est fortement limitée en raison des conditions principalement aérobies y régnant. De même, la nitrification sur un seul étage ne peut être totale. Le fait de saturer le milieu (écoulement vertical saturé) va limiter fortement la nitrification en raison d'un manque d'oxygène. Aussi l'intérêt de mettre en œuvre de l'aération forcée dans un filtre saturé permet non seulement de fournir de l'oxygène de manière contrôlée, mais aussi d'augmenter le temps de séjour de l'eau dans l'ouvrage.

Ding et al. (2014) sur des FPRv aérés, avec un temps de séjour des effluents de 3 jours, ont obtenus des rendements d'élimination de la DCO à 95%, NH₄ à 88% et l'azote total à 83%.

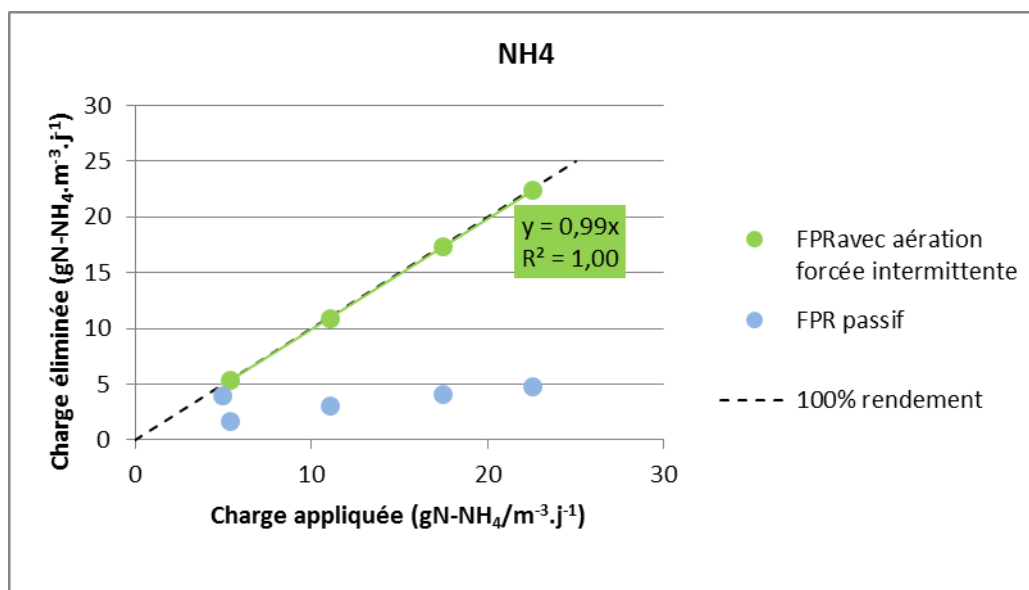


Figure 9 : Abattement en N-NH₄ sur FPRv aérés (Wu et al., 2015)

Tout comme dans un FPRh, le séquençage de l'aération forcée va avoir des impacts sur les performances liées à l'azote. Wu et al. (2015) ont étudié, l'impact du séquençage de l'aération pour différentes concentrations d'entrée (DCO 247 à 975 mg/L, N-NH₄ 18 à 77 mg/L, N-NO₃ fixé à 4 mg/L). L'aération intermittente est de 1.9 m³d'O₂/m²/h pendant 4h chaque jour (par cycles d'une heure répartis uniformément dans la journée) et le temps de séjour est de 72h.

La stratégie d'aération intermittente semble non seulement augmenter de manière significative l'efficacité d'élimination des polluants organiques et du N-NH₄ mais crée également des conditions aérobies et anoxiques alternées, entraînant une élimination de l'azote global (NGL). De plus, **l'augmentation des charges, dans la gamme testée, n'apparaît pas affecter l'efficacité d'élimination des matières organiques et de l'azote dans les filtres aérés.**

En effet, les Figure 9 et Figure 10 montrent une relation linéaire entre la charge appliquée et la charge éliminée, avec peu de variabilité.

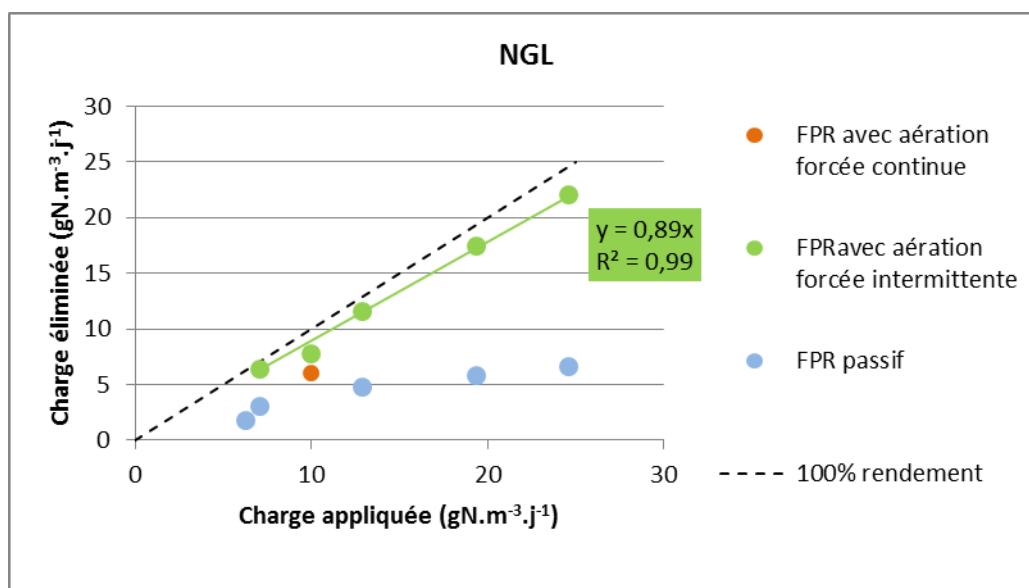


Figure 10 : Abattement en NGL sur FPRv aérés (Wu et al., 2015 ; Boog et al., 2014)

Boog et al. (2014) aboutissent au même constat sur la supériorité de l'intermittence de l'aération, avec un abattement de l'ordre de **70% de N-NO₃ (en masse) supérieur sur le filtre aéré en intermittence.** Ainsi, on retiendra que **l'aération intermittente permet d'augmenter les performances sur l'azote global, en minimisant les coûts**

d'exploitation comparativement à une aération continue (cycles d'intermittence : 8h d'aération – 4h d'arrêt, soit 33% de consommation électrique en moins par rapport à aération continue).

Aussi, une aération continue conduit à une pénurie plus rapide de carbone dans les eaux et au manque de conditions anoxiques, nécessaire à l'étape de dénitrification. L'aération intermittente permettrait donc de remédier à cette lacune.

Le séquençage de l'aération facilite la création de conditions aérobies et anoxiques dans la zone de traitement, améliorant ainsi la dénitrification et l'élimination totale d'azote (Zhang et al., 2010). Ainsi, si on peut aisément nitrifier, le traitement du NGL nécessite un contrôle des temps d'aération et de non aération à l'instar d'une boue activée.

Toutefois, la question de la quantité de carbone disponible pour la biomasse dénitrifiante se pose. Cette question, au sein des FPRv, a été abordée par Fan et al. (2013).

Il ressort, qu'il est possible, aux conditions testées, d'augmenter légèrement la dégradation de l'azote global dans le cas d'une aération intermittente avec ajout de carbone (sucrose).

Ils ont mesurés les rendements d'élimination du NGL suivants :

- 82% en aération intermittente et avec ajout de carbone (N-NH₄ 96%, DCO 97%)
- 29% en condition d'aération continue sans ajout de carbone,
- 74% en aération intermittente sans ajout de carbone.

Les performances les plus élevées s'observent au sein du réacteur muni d'une aération intermittente et d'un ajout de carbone.

En effet, les résultats observés pour le FPRh sont également valables pour le FPRv. L'ensemble des études montrent un gain des performances d'abattement sur l'azote global avec une aération intermittente adaptée (Foladori et al. (2013); Boog et al. (2014); Fan et al. (2013)).

Un autre aspect étudié est celui lié à **l'impact d'un dysfonctionnement de l'aération** sur les performances du système. Murphy et al. (2016) se sont intéressés aux répercussions d'une coupure de l'aération forcée sur la nitrification au sein de FPRv. En raison de la sensibilité des bactéries nitrifiantes à la température, bien documentée dans la littérature (Hwang et Oleszkiewicz (2007); Kadlec et Reddy (2001); Wang et Li (2015)), l'essai a été mené en été et en hiver.

Lors d'une coupure d'aération, l'oxygène dissous disparaît dans les 12 heures qui suivent mais des N-NO₃ sont présents dans l'effluent pendant 48 heures (diffusion via le biofilm entourant les graviers du massif filtrant). Sans surprise, le taux de récupération de la nitrification observé en hiver est plus lent qu'en été (facteur température).

Par ailleurs, **deux semaines sans oxygène n'ont pas entraîné la perte à long terme de la capacité à nitrifier**. Ces résultats suggèrent que la communauté microbienne nitrifiante se met « en sommeil » et est en mesure de **récupérer rapidement (en quelques jours)** son activité lorsque l'aération est remise en marche.

SUCCESSION DE FPRV AERE ET FPRH AERE

Tout comme dans les filières classiques, la succession de procédés aérés à écoulement vertical et horizontal est possible. A titre d'exemple, Van Oirschot et al. (2014) l'ont testé pour traiter des eaux usées provenant d'un restaurant, d'une piscine de taille olympique, de terrasses, de vestiaires avec douches, et d'un espace de fête. Situé sur un bateau, l'espace limité, les flux et les charges variables ont justifié l'intensification des 2 étages de FPR successifs. L'optimisation du traitement global se fait donc à travers un FPRv aéré puis un FPRh aéré, de tailles identiques 95m² pour traiter des volumes moyens de 11.7 m³/j avec des pointes à près de 70 m³/j.

Lors de charges hydrauliques de 5.65 m³/j et de charges organiques en DBO₅ de 65.1 g/m²/j, les performances suivantes sont observées :

Paramètre (n=4)	C. Entrée	C.Sortie FPRv	C.Sortie FPRh	Rdt. global (%)	Rdt FPRv (%)	Rdt FPRh (%)
DBO5	1095	17	3	99,73	98,45	82,35
DCO	1643	776	8	99,51	52,77	98,97
COT	448	7	3	99,33	98,44	57,14
NGL	142	64	8	94,37	54,93	87,50
NTK	142	43	2	98,59	69,72	95,35
NH4-N	112	2,1	0,2	99,82	98,13	90,48
NO3-N	0,5	19,9	5,9			

Figure 11 : Performances mesurées sur les FPR aérés du Badboot en mg/L (Von Oirschot et al., 2014)

Aux très bonnes performances sur la nitrification, s'ajoute le rendement remarquable sur l'abattement de l'azote total.

Cela suppose qu'en parallèle des zones aérobies, il existe clairement des zones anaérobies suffisantes à la dénitrification, ainsi que du carbone organique résiduel. En moyenne, $4.65 \text{ gNGL.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ est retenu sur ce système.

Les données du premier étage ont été comparées à celle d'un FPRv aéré semblable en Allemagne (Nivala et al.2012). Les cinétiques de dégradation sont à peu près comparables entre les deux systèmes de traitement avec une configuration similaire (descendant vertical saturé) et le degré d'intensification via l'aération mécanique. Cependant, le système du Badboot est plus efficace dans l'élimination de la DCO et NGL.

Les différences de cinétiques entre les résultats de Redmond et al. (2014) et Von Oirschot et al. (2014) sont probablement liées à la fourniture en aération par rapport à la demande en oxygène dans les systèmes de traitement.

AERATION

Dispositif d'aération

L'implantation du dispositif d'aération est un aspect peu documenté. Pourtant on peut supposer que la densité du réseau de drains, des diffuseurs et, pour un filtre à écoulement horizontal, son sens de mise en œuvre par rapport à l'écoulement, ont un impact sur l'oxygénation spatiale des filtres. Dans le retour d'expérience de Nivala (2007), les drains d'aération au sein d'un FPRh sont positionnés sur la largeur du filtre, perpendiculairement à l'écoulement, selon des transects à 20%, 40%, 60% et 80% de la longueur du filtre, en fond de système. Dans d'autres études, les conduites d'aération sont situées dans le sens de l'écoulement, en fond de système.

Uggetti et al. (2016) mentionnent une aération des FPRh via 6 canalisations (diamètre extérieur 15 mm) percées de trous (diamètre 3 mm) à une distance de 305 mm. Le système de tuyaux couvrant le fond des lits est relié à un compresseur injectant de l'air à un débit de $12 \text{ m}^3/\text{h}$ par filtre, soit $4.13 \text{ m}^3/\text{h}$ par m^3 de réacteur avec l'hypothèse d'une répartition homogène au sein du massif.

Sur les FPRv, le plus souvent, l'aération est répartie de manière homogène en fond de filtre. Par exemple, Boog et al. (2014) ont travaillé sur des FPRv dont le système d'aération a bien été installé au fond et conçu selon Wallace (2001). L'aération a été fournie à chaque massif par une pompe à diaphragme à $0.35 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$. Le débit d'air réel pour chaque massif a été mesuré : $2,2 \text{ m}^3/\text{h}$ par filtre, soit $0.42 \text{ m}^3/\text{h}$ par m^3 de réacteur.

Ding et al. (2014) expérimente au moyen de 4 pilotes de profondeur 70 cm, aérés par des tuyaux de distribution (diamètre 20 mm) troués d'orifice (1.5 mm). Le débit d'air est stable à $\approx 0.048 \text{ m}^3/\text{h}$ par filtre, soit $0.2 \text{ m}^3/\text{h}$ par m^3 de réacteur.

Des différences importantes s'observent entre les retours d'expériences.

D'une manière générale, **l'aération est dimensionnée pour fournir les besoins en oxygène permettant l'oxydation des polluants** (voir paragraphes suivants), mais la bibliographie ne mentionne **pas de règles claires quant à la disposition ou les caractéristiques techniques des tuyaux d'aération**.

Définir la consommation en oxygène

Boog et al. (2014) utilisent l'approche de Kadlec et Wallace (2009), aussi utilisé par Nivala et al. (2013b), pour calculer les taux théoriques de consommation d'oxygène (OCR) selon trois hypothèses représentant les cas :

- taux maximal, supposant une dégradation des polluants en milieu aérobie et une nitrification autotrophe classique,
- taux intermédiaire, représentant des mécanismes d'élimination de l'azote global (nitrification et dénitrification) couplés à la consommation d'oxygène pour la dégradation de la matière organique,
- taux minimal, suggérant une élimination de la matière organique, globalement en anaérobie, couplée aux processus d'élimination de l'azote global.

Ces équations font intervenir les paramètres de surface (m^2), le débit massique de polluant (g/j), les débits d'entrée et de sortie (m^3/j), les concentrations d'entrée et de sortie (mg/L , soit g/m^3).

La DBO_5 est utilisée pour caractériser la matière organique biodégradable lors de la nitrification alors que le paramètre NK caractérise à la fois la dégradation des matières carbonées et des matières azotées par nitrification.

Définir la puissance d'aération selon le transfert et les besoins en oxygène

Le dimensionnement de l'aération pose la question des transferts d'oxygène dans les filtres. Il existe actuellement peu d'études sur cette question. Boog et al. (2014) utilisent un taux de transfert d'oxygène à partir de la méthode de **Wallace et al. (2007)**, basé sur une comparaison des performances épuratoires et des flux d'air envoyés. Ils mentionnent un taux de **4,7%/m**, corrigée avec les conditions locales de terrain (température de fonctionnement expérimental, altitude, débit d'air).

Pour autant il n'existe pas, à notre connaissance, de travaux définissant l'impact de la densité et le type de diffuseurs, de la granulométrie du milieu poreux et des débits d'air sur ces transferts d'oxygène. C'est également un aspect qu'il faudrait détailler pour une meilleure maîtrise des performances des ouvrages.

L'expérience américaine propose des débits d'air de $0.85 m^3/h$ d'air par m^3 de filtre. Ces valeurs sont néanmoins différentes au niveau international entre les différentes études.

EXPLOITATION

L'exploitation des FPR avec aération forcée va intégrer les tâches classiques réalisées sur les FPR conventionnels concernant l'entretien des prétraitements et le faucardage des roseaux. Le **faucardage** sera cependant **limité en raison d'une réduction de surface de filtre** par rapport à une filière classique.

On retiendra, dans les filières étudiées au niveau international qu'il n'y a pas d'alternance à réaliser.

Sur les filières proposées par deux constructeurs français, intégrant une alimentation en eaux usées brutes, **l'alternance est en revanche maintenue**. Dans ce cas, il est probable que la minéralisation de la couche de dépôt soit plus efficace que sur un système classique en raison du passage de l'air au travers de cette couche. Ce point est à confirmer et à mettre en relation avec un hypothétique espacement des périodes de curage.

La mise en place d'une aération forcée va introduire un **réglage du séquençage de l'aération** en fonction des charges entrantes et du niveau de rejet demandé. Cela ajoute donc une tâche d'exploitation qui peut être soit automatisée (sur la base de mesure in situ) soit manuelle (réglage horaire). Il est donc nécessaire d'avoir des règles claires de la part des constructeurs à l'instar de ce qui peut être pratiqué sur des boues activées.

De même, l'exploitation peut nécessiter de mettre en œuvre des cycles de **nettoyage des diffuseurs d'air** pour éviter leur colmatage. La fréquence de ces cycles doit également être précisée par les constructeurs.

MAINTENANCE

La maintenance des ouvrages, nécessite un **contrôle des dispositifs d'aération** (suppresseur, manomètre, colmatage des diffuseurs ...) et des éventuelles sondes en ligne mises en œuvre pour le contrôle de l'aération (redox, oxygène, débitmètres ...). A ce titre, ces tâches peuvent nécessiter une compétence technique spécialisée. Pour de petites installations le contrôle peut être réalisé par un séquençage horaire, plus simple en termes de maintenance.

Le contrôle du colmatage des diffuseurs peut se faire à la fois par un suivi des **pertes de charges dans les tuyauteries** (manomètres nécessaires) ainsi qu'une **inspection visuelle** pour voir si les bulles apparaissent en surface de la partie saturée (ce dernier cas n'est plus possible si le filtre est alimenté en eaux usées brutes).

Les autres tâches de maintenance sont similaires à celles des filières classiques de FPR.

CONSOMMATION ET COUTS

S'il existe de nombreuses stations au niveau international, le retour d'expérience chiffré est encore trop faible de nos jours et en particulier en France. Il ne permet pas d'avoir un retour économique aussi bien en investissement qu'en fonctionnement (optimisation de l'aération). Il va de soi que l'aération forcée nécessite une consommation électrique qui va augmenter le coût de fonctionnement par rapport à la filière classique. Les comparatifs réalisés aux Etats Unis mentionnent des consommations électriques largement inférieures à celles des boues activées (rapport de 5). Ces coûts seront à évaluer dans le contexte français.

CONCLUSIONS

Le développement des filières de FPR aérés pour le traitement d'eaux usées domestique est encore jeune à l'échelle internationale et en tout début de vie à l'échelle française. A ce titre, les retours d'expérience chiffrés sont peu nombreux et généralement réalisés à des échelles pilotes ne permettant pas une transposition directe à l'échelle réelle.

Intérêts de la filière

Il ressort de ces expériences, au détriment d'une **consommation électrique** et de la **nécessité d'une main d'œuvre qualifiée** pour certaines tâches, que ces filières sont néanmoins intéressantes à plusieurs niveaux :

- Elles permettent un **gain net d'emprise foncière** et de fait un investissement réduit, en raison de cinétiques de dégradation largement supérieures. **Des gains de surface entre 50 et 80 %** sont rapportés dans la littérature et les graphiques « charges reçues / charges traitées » réalisés dans cette note, traduisent des surfaces nécessaires inférieures à **1m²/EH** pour les paramètres carbonés et azotés.

Il s'en suit des **gains en termes d'exploitation** comme pour le faucardage des végétaux.

- Elles permettent d'**atteindre des niveaux de rejets accrus** sur les paramètres organiques et azotés en une seule étape de traitement.

L'aération intermittente améliore les performances sur tous les paramètres classiques (DBO₅, DCO, N-NH₄ et NGL) et optimise le gain d'apport en oxygène en limitant la dépense énergétique à fournir (Murphy et al. (2012)).

- De par une adaptation des réglages de fonctionnement, elles peuvent **faire face à des variations de charges ou des effluents particuliers** (et biodégradables), ainsi que produire des **niveaux de rejets différents au cours de la saison suivant les usages**.

A performances égales, le FPRv aéré assure le traitement de charges organiques jusqu'à 3 fois plus élevées qu'un système non aéré pour des effluents comparables en entrée (Boog et al. (2014)).

- Elles apportent une **sécurité supplémentaire par rapport au colmatage** des filtres de part une meilleure minéralisation de la matière organique.
- Elles semblent également **prometteuses vis-à-vis de l'abattement sur les pathogènes**.

Lorsque non alimentés en eaux usées brutes directement, on notera également que d'autres végétaux que le *Phragmites australis* peuvent être mis en place permettant de modifier l'esthétique des stations.

Le choix de la filière (écoulement vertical, horizontal, plusieurs étages) est à faire en fonction des objectifs de traitement visés. L'écoulement étant différent entre les deux types de filtres, les performances attendues peuvent différer. Ce choix nécessite des études plus poussées au niveau national pour valider des niveaux de rejet garantis associés à des dimensionnement et règles de gestion.

Points de surveillance pour son développement

L'alimentation en eau usée brute sur un filtre de surface réduite et sans alternance comme à l'international, pose la **question de la vitesse de minéralisation de la matière organique en condition aérée**. Ce point précis pouvant avoir des répercussions sur l'entretien et l'exploitation, notamment pour le faucardage.

Les brevets français existants à ce jour font état d'une alternance maintenue.

Aussi, relativement à l'aération forcée, des techniques de nettoyage (surpression, biocide) et de contrôle (manomètre) des drains doivent être proposés par les constructeurs pour anticiper sur le risque de colmatage.

Perspectives

Les limites du système ne sont pas réellement déterminées et le **lien entre performances et réglage de l'aération nécessite d'être étudié**. Si la littérature montre clairement l'intérêt du séquençage de l'aération sur les performances du traitement de l'azote total, les spécificités de ce séquençage, son contrôle, au regard des éléments de conception (granulométrie du milieu, profondeur du filtre, densité et type de diffuseur, débit d'air ...), doivent être précisés.

Ces éléments sont nécessaires d'une part pour **optimiser le dimensionnement des ouvrages** mais aussi pour **apporter des éléments de coûts de fonctionnement optimisés**. Si aujourd'hui les constructeurs dimensionnent avec une marge de sécurité, l'optimisation du système apparaît comme une nécessité pour une meilleure efficacité du procédé.

Si les intérêts semblent nombreux, le faible retour d'expérience actuel traduit également la **nécessité d'améliorer les connaissances des systèmes**.

Le développement de la filière, avec la spécificité des deux brevets français mettant en œuvre une alimentation en eaux usées brutes (sans prétraitement comparativement à l'international), devra donc être suivi de prêt compte tenu de son intérêt et des interrogations actuelles.

L'impact de l'aération sur les roseaux, devra également faire l'objet d'une attention particulière.

REFERENCES

Résumés de conférence

- Ruskin R., Wallace S., Blumberg M. (2004). Applications of Subsurface Drip Dispersal Technology in Engineered Ecological Systems. Water Environment Federation's Annual Technical Exhibition and Conference
- Wallace SD. (2001). Treatment of cheese processing waste using subsurface flow wetlands. Proceedings of the Second International Conference on Wetlands and Remediation.
- Wallace SD. (2001). On-site remediation of petroleum contact wastes using subsurface flow wetlands. Proceedings of the Second International Conference on Wetlands and Remediation.

Articles scientifiques – Retour d'expérimentation de premier intérêt

- Boog J. et al., (2014). Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. *Bioresource Technology* 162, pp.166-174.
- Ding Y., Wang W., Song X.S, Wang G., Wang YH., (2014). Effect of spray aeration on organics and nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetland. *Chemosphere* 117, pp. 502–505.
- Fan J. et al., (2013). Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: impact of influent COD/N ratios. *Bioresource Technology* 143, pp. 461- 466.
- Fan J. et al., (2013). Enhanced organics and nitrogen removal in batch-operated vertical flow constructed wetlands by combination of intermittent aeration and step feeding strategy. *Environment Sciences Pollution Resources* 20, pp. 2448-2455.
- Foladori P., Ruaben J., Ortigara A.R.C. (2013). Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: A comparative study for treating high load wastewater. *Bioresource Technology* 149, pp.398–405
- Labella A., Caniani D., Hughes-Riley T., Morris RH., Newton MI., 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
- Murphy C., Wallace S., Knight R., Cooper D., Sellers T. (2015). Treatment performance of an aerated constructed wetland treating glycol from de-icing operations at UK airport. *Ecological Engineering* 80, pp.117-124.
- Murphy et al., (2016). Nitrification cessation and recovery in an aerated saturated vertical subsurface flow treatment wetland: Field studies and microscale biofilm modeling. *Bioresource technology* 209, pp.125-132.
- Nivala J., Hoos MB., Cross C., Wallace S., Parkin G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment* 380, pp.19–27
- Pascual A. et al., (2016). Hydrolytic anaerobic reactor and aerated constructed wetland systems for municipal wastewater treatment. HIGHWET project, *Environmental Technology*, 11 pages.
- Redmond ED., Just CL., Parkin GF. (2014). Nitrogen removal from wastewater by an aerated subsurface-flow constructed wetland in cold climates. *Water Environment* 86, pp. 305-313.
- Uggetti E., Hughes-Riley T., Morris RH., Newton MI., Trabi CL., Hawes P., Puigagut J., García J., (2016). Intermittent aeration to improve wastewater treatment efficiency in pilot-scale constructed wetland. *Science of the Total Environment* 559, pp. 212–217.
- Van Oirschot D., Wallace S., Van Deun R. (2015). Wastewater treatment in a compact intensified wetland system at the Badboot: A floating swimming pool in Belgium. *Environmental Science and Pollution Research International*, 14 pages.

- Wu H., Fan J., Zhang J., Ngo HH., Guo W., Hu Z., Liang S. (2015). Decentralized domestic wastewater treatment using intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Impact of influent strengths. *Bioresource Technology* 176, pp.163–168.
- Wallace, S. D., Parkin, G. F., Cross, C. S. (2001) Cold Climate Wetlands: Design and Performance. *Water Sci. Technol.*, 44, 259.

Rapport de consultant

- Allen D., DuComb A., Eades B., Nilan P., Stevens T. (2012). Aerated gravel beds for de-icing waste treatment. *Envirodynamics consulting*, 60 pages.

Thèses

- Butterworth E. (2013). The use of artificial aeration in horizontal sub-surface flow constructed wetlands for tertiary nitrification. *Cranfield University*. 249 pages.
- Nivala J. (2012). Effect of design on treatment performance, plant nutrition and clogging in subsurface flow treatment wetlands. *Department of Bioscience – Aarhus University*. 140 pages.

Autres sources mentionnées:

- Ávila, C., Nivala, J., Olsson, L., Kassa, K., Headley, T., Mueller, R.A., Bayona, J.M., García, J., 2014. Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *Sci. Total Environ.* 494-495, 211–217.
- Butterworth, E., Dotro, G., Jones, M., Richards, A., Onunkwo, P., Narroway, Y., Jefferson, B., 2013. Effect of artificial aeration on tertiary nitrification in a fullscale subsurface horizontal flow constructed wetland. *Ecol. Eng.* 54, 236–244.
- Dong, H., Qiang, Z., Li, T., Jin, H., Chen, W., 2012. Effect of artificial aeration on the performance of vertical-flow constructed wetland treating heavily polluted river water. *J. Environ. Sci.* 24 (4), 596–601.
- García, J., Rousseau, D.P.L., Morató, J., Lesage, E., Matamoros, V., Bayona, J.M., 2010. Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 40 (7), 561–661.
- Headley, T., Nivala, J., Kassa, K., Olsson, L., Wallace, S., Brix, H., van Afferden, M., Müller, R.A., 2013. *Escherichia coli* removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: effects of design and plants. *Ecol. Eng.* 61P, 564–574.
- Hwang, J.H., Oleszkiewicz, J.A., 2007. Effect of cold-temperature shock on nitrification. *Water Environ. Res.* 79, 964–968.
- Kadlec, R.H., Reddy, K.R., 2001. Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environ. Res.* 73, 543–557.
- Kadlec, R., Wallace, S., 2009. *Treatment Wetlands*, second ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Maltais-Landry, G., Maranger, R., Brisson, J., 2009a. Effect of artificial aeration and macrophyte species on nitrogen cycling and gas flux in constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 35, 221–229.
- Maltais-Landry, G., Maranger, R., Brisson, J., Chazarenc, F., 2009b. Nitrogen transformation and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Res.* 43, 535–545.
- Ouellet-Plamondon, C., Chazarenc, F., Comeau, Y., Brisson, B., 2006. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. *Ecol. Eng.* 27, 258–264.
- Saeed, T., Sun, G.Z., 2011. Enhanced denitrification and organics removal in hybrid wetland columns: comparative experiments. *Bioresour. Technol.* 102, 967–974.
- Stefanakis, A.I., Tsihrintzis, V.A., 2009. Performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating simulated municipal wastewater: effect of various design parameters. *Desalination* 248, 752–770.
- Vymazal, J., 2011. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environ. Sci. Technol.* 45, 61–69.

- Wallace, S.D., Knight, R.L., 2006. Small-scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements Water Environment Research. Foundation (WERF). Alexandria, Virginia.
- Wang, L., Li, T., 2015. Effects of seasonal temperature variation on nitrification, ANAMMOX process, and bacteria involved in a pilot-scale constructed wetland. Environ. Sci. Pollut. Res. 22 (5), 3774–3783.
- Zhang, L., Zhang, L., Liu, Y., Shen, Y., Liu, H., Xiong, Y., 2010. Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. Desalination 250 (3), 915–920.