

Evaluation du procédé Rhizostep® de SAUR



Coordination : Pascal Molle

Département Milieux Aquatiques, Qualité et
Rejets

Unité de Recherche
« Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions »

Cemagref - Groupement de Lyon
3bis Quai Chauveau – CP 220
69336 LYON Cedex 09

Février 2008

L'étude a été conduite par le Cemagref à la demande de l'agence de l'eau RM&C avec un comité de pilotage constitué de :

- Agence de l'eau RM&C : Arthur IWEMA.
- Cemagref : Pascal MOLLE, Alain LIENARD, Pierre-henri DODANE.
- MAGE 42 : Ronan PHILIPPE, Anne-Marie MOINE.
- SAUR : Nathalie HYVRAD, Francis BOURGINE, Michel CHLASTA, Lionel JULIEN, Sabrina THEVENIAUX.
- Pierre MONGIN.

Les auteurs tiennent à remercier les SATESEs pour leur contribution indispensable relative aux bilans 24 h réalisés sur ce procédé.

Table des matières

1.	Introduction	5
2.	Présentation du procédé Rhizostep®	6
2.1.	Généralités	6
2.2.	Dimensionnement de la station	6
2.2.1.	Prétraitement	6
2.2.2.	Organes d'alimentation	6
2.2.3.	Filtres du premier étage	7
2.2.4.	filtres du deuxième étage	7
2.2.5.	Plancher aérant	8
2.2.6.	Les matériaux	9
2.2.6.1.	Les critères de choix du constructeur	9
2.2.6.2.	Matériaux concassés	9
2.2.6.3.	Matériaux calcaires	9
3.	Objectifs et protocole expérimental	11
3.1.	Objectifs	11
3.2.	Les sites expérimentaux	11
3.2.1.	Burdignes	11
3.2.2.	Saint Romain les Atheux	12
3.2.3.	Stations suivies par les SATESE	13
3.3.	Burdignes	13
3.3.1.	Suivi de l'hydraulique	13
3.3.2.	Performances épuratoires	15
3.4.	Mesures d'oxygène	16
4.	Résultats	19
4.1.	Démarrage de l'installation	19
4.2.	Description physique	20
4.2.1.	Développement des roseaux	20
4.2.2.	Hauteur des boues	22
4.2.2.1.	Burdignes	22
4.2.2.2.	Saint Romain les Atheux	23
4.3.	Problématique calcaire	24
4.3.1.	Relargage de calcaire	25
4.3.2.	Erosion des filtres	25
4.4.	Aération	26
4.4.1.	Homogénéité spatiale de l'aération	26
4.4.2.	Variations temporelles de l'oxygène	27
4.4.3.	Comparaison au système classique	28
4.5.	Performances épuratoires	30
4.5.1.	Qualité des rejets	32
4.5.2.	Performances de traitement	33
4.5.2.1.	Premier étage	33
4.5.2.2.	Deuxième étage	35
4.5.3.	Performances globales	37
4.6.	Problématique hydraulique	39
4.6.1.	Courbes de drainage	39

4.6.2. Limites hydrauliques	41
5. Conclusion.....	43
Liste bibliographique.....	45
Annexes.....	47

1. Introduction

Les systèmes de filtres plantés de roseaux, et en particulier la filière à écoulement vertical, sont largement établis en France. Ils résultent de nombreuses années de recherches qui ont abouti, en 2005, à la publication d'un guide de prescriptions et de recommandations pour la conception et la réalisation des filtres plantés de roseaux (Agence de l'Eau RMC, 2005). Compte tenu de la relative jeunesse de la filière, son dimensionnement n'est pas figé et peut évoluer avec les retours d'expériences et de recherches sur l'ensemble de ces systèmes. La principale nouveauté pour la filière à 2 étages et écoulement vertical, repose aujourd'hui sur une réduction sensible du dimensionnement dont il est indispensable de suivre en détail les performances et les limites.

C'est dans ce contexte que l'agence de l'eau RM&C a demandé au Cemagref d'évaluer la filière Rhizostep® de SAUR. Comme il sera présenté ultérieurement, ce procédé comporte des innovations majeures en terme de conception et de dimensionnement qui s'écartent de la filière dite « classique » de filtres à écoulement vertical. Le suivi d'une station Rhizostep® a donc été réalisé pendant 2 ans par le Cemagref en 2006 et 2007. Ce rapport vient faire une synthèse de ces premiers résultats et de ceux obtenus par les SATESE ayant réalisé des suivis de cette filière. L'étude a été conduite par le Cemagref avec un comité de pilotage contenant l'agence de l'eau RM&C, la MAGE 42, SAUR et le Cemagref.

Après une présentation de la filière Rhizostep®, en mettant l'accent sur les originalités du dimensionnement et les questions qu'elles peuvent poser, ce document présente le protocole expérimental mis en place dans le cadre de cette étude. Enfin, les résultats obtenus pendant les deux années d'étude seront alors présentés en incluant les données issues des suivis des SATESE afin de confronter les résultats à un panel plus large de stations.

2. Présentation du procédé Rhizostep®

2.1. Généralités

Le procédé Rhizostep®, commercialisé par SAUR, utilise la technologie des filtres plantés de roseaux à flux vertical. Sa principale originalité réside en la mise en place d'un système d'aération à la base des filtres (plancher aérant). Ce système d'aération permettrait, d'après le concepteur, de réduire les surfaces et le nombre de filtres mis en jeu. Le détail de cette innovation et de la conception des filtres est décrit ci-après. Ce chapitre a pour objectif d'exposer l'ensemble de la station Rhizostep® type en faisant ressortir les points originaux par rapport au système « classique ». De même, les interrogations qui découlent de ces variantes de dimensionnement seront expliquées.

2.2. Dimensionnement de la station

2.2.1. Prétraitement

De même que pour la filière classique, aucun prétraitement n'est présent en tête de station, excepté un dégrillage pour fiabiliser les organes de distribution des eaux. Ce dégrillage comporte un entrefer de 2 cm nécessitant par conséquent un nettoyage régulier.

2.2.2. Organes d'alimentation

Si la dénivellée le permet les filtres sont alimentés gravitairement par des systèmes de chasse à clapet ou chasse pendulaire permettant d'envoyer les bâchées sur les étages de filtration. Le volume des bâchées est conforme aux recommandations permettant des lames d'eau comprises entre 2 et 5 cm.

Le système de distribution des eaux à la surface des filtres du premier étage diffère sensiblement de celui mis en place dans le système classique. En effet, des rampes de distribution de 50 mm de diamètre sont réparties à la surface des filtres du premier étage de manière à optimiser la distribution des eaux sur ce dernier (cf. Figure 1). Le faible diamètre des rampes justifie l'entrefer du dégrilleur. En revanche un suivi régulier de ces rampes est nécessaire pour s'assurer de leur bon fonctionnement.

Au deuxième étage (Figure 2), le même système de distribution qu'au premier étage est mis en place.



Figure 1 : Ramps d'alimentation du premier étage de traitement. Burdignes le 24/04/2006



Figure 2 : ramps d'alimentation du deuxième étage de traitement. Burdignes le 24/04/2006

2.2.3. Filtres du premier étage

Les filtres du premier étage de traitement sont dimensionnés pour une surface totale de 0,6 m²/EqH répartie en 2 filtres fonctionnant en parallèle. La surface totale est donc 2 fois plus petite que celle du système conventionnel. En revanche, le fait de travailler uniquement sur 2 filtres, au lieu de 3 dans le système conventionnel, implique une augmentation de charge surfacique sur le filtre en fonctionnement, non pas du double, mais seulement de 30 %. Le Tableau 1 indique les charges organiques et hydrauliques reçues par les filtres du premier étage à charge nominale.

	DCO (g/m ² /j)	MeS (g/m ² /j)	NK (g/m ² /j)	Charge hydraulique (m/j)
Filtre en fonctionnement du premier étage du Rhizostep®	400	200	33 - 40	0,50
Système conventionnel	300	150	25-30	0,37

Tableau 1 : charges surfaciques nominales du Rhizostep® et du système conventionnel pour le filtre en fonctionnement du premier étage.

Le fait de travailler uniquement sur 2 filtres en parallèle implique une fréquence de rotation différente du système conventionnel. Les filtres du procédé de la SAUR sont alimentés pendant une semaine puis mis au repos pendant la même période. Ils connaissent donc des périodes d'alimentation deux fois plus longues pour une période de repos identique à celle du système conventionnel.

En ce qui concerne les matériaux utilisés, une différence peut être notée entre les deux filières. Le Tableau 2 indique les granulométries utilisées dans les filtres.

	Rhizostep®	Guide Macrophyte
Partie supérieure	20 cm de 2/4 30 cm de 4/10 30 cm de 10/20	> 30 cm de 2/8 10 – 20 cm de 3/20 10 – 20 cm de 20/60 avec drains
Partie inférieure	Biobloc®	

Tableau 2 : Comparaison des granulométries du premier étage de traitement entre les 2 procédés.

Compte tenu du plancher aérant à la base du filtre (cf. paragraphe 2.2.5), la couche de transition de 3/20 servant à éviter la migration des matériaux fins supérieurs dans les couches drainantes inférieures n'est plus nécessaire. En revanche le système Rhizostep® comporte des couches de granulométrie grossières relativement épaisses, favorable à la remontée de l'oxygène vers le haut.

2.2.4. filtres du deuxième étage

Les filtres du deuxième étage sont dimensionnés pour une surface totale de 0,4 m²/EqH répartie en 2 filtres fonctionnant en parallèle. Les surfaces sont donc ici inférieures de moitié à celles mises en œuvre dans le système conventionnel mais les charges surfaciques sont comme pour le premier étage de 30% plus élevées.

Les matériaux utilisés sur cet étage sont présentés dans le Tableau 3.

	Rhizostep®	Guide Macrophyte
Partie supérieure	10 cm de sable 0/4 mm 35 cm de 2/4 40 cm de 4/10	> 30 cm de sable fuseau Cemagref 10 – 20 cm de 5/10 mm 10 – 20 cm de 20/40 avec drains
Partie inférieure	Biobloc®	

Tableau 3 : granulométrie mise en œuvre dans les filtres du deuxième étage.

On notera également pour cet étage la volonté de SAUR de favoriser les transferts de gaz en réduisant considérablement la couche de sable à l'avantage d'une couche de gravier plus grossière dans laquelle les fluides (gaz et eau) circulent plus aisément.

Les deux étages sont constitués de graviers calcaires concassés et lavés hormis le sable en surface du 2^{ème} étage qui est un sable roulé, lavé, sans calcaire.

2.2.5. Plancher aérant

La principale innovation du procédé repose sur l'installation au fond du massif d'un plancher aérant appelé Biobloc® en remplacement du système « aération/drainage » conventionnel (cf. Figure 3). Ce plancher est en plastique percé de trous de 5 mm de diamètre à une densité de 1 500 trous/m².



Figure 3 : photos du plancher aérant Biobloc®

Le rôle principal de ce dispositif est d'optimiser l'aération par le fond des filtres pour fournir une quantité d'oxygène suffisante pour traiter les charges organiques et hydrauliques appliquées. Ce plancher est connecté à l'atmosphère, d'une part, grâce à l'évacuation des eaux et, d'autre part, par le biais des cheminées verticales de ventilation (cf. Figure 1). Ce dispositif a été conçu pour optimiser la circulation de l'air sous le plancher aérant.

2.2.6. Les matériaux

2.2.6.1. Les critères de choix du constructeur

Les matériaux utilisés dans les filtres répondent à des critères stricts de la part du constructeur, permettant

- de s'assurer de la reproduction fidèle des filtres réalisés d'un site à l'autre
- de sélectionner des matériaux durables dans le temps.

Le choix des matériaux, outre la partie de choix de la granulométrie, consiste à réaliser les tests

- de Los Angeles (LA), pour la dureté de la roche (LA inférieur à 35),
- micro Deval, pour l'usure physique du matériaux (mde < au LA),
- d'absorption d'eau, représentatif de la porosité interne du matériau (inférieur à 2 % suivant valeur du LA),
- De cycle gel/dégel (perte inférieure à 2%).

De même pour le sable du deuxième étage, le choix granulométrique se réfère au fuseau Cemagref uniquement sur des sables roulés, lavés et siliceux.

2.2.6.2. Matériaux concassés

Les matériaux mis en place sont des matériaux concassés lavés. SAUR, à juste titre, s'engage à n'utiliser que des matériaux lavés, pour éviter l'obstruction du plancher d'aération Biobloc® par des fines ou de colmater le deuxième étage de traitement. Sans anticiper sur les intérêts, d'un point de vue des performances, de l'utilisation de matériaux concassés ou roulés, il est clair que d'un point de vue physique, l'utilisation de gravier concassé permet d'obtenir une porosité et une taille de pores légèrement plus importante qu'un gravier roulé, pour une même densité de mise en œuvre. Ceci comporte l'avantage de favoriser la circulation des gaz et de l'eau et, par conséquent, de favoriser l'oxygénation du massif. En revanche, il faut noter qu'une circulation trop rapide de l'eau peut défavoriser les rendements épuratoires en raison de temps de passage plus rapides.

De même l'intérêt d'utiliser des graviers concassés lavés réside en leur surfaces spécifiques plus grande que celles des grains roulés et donc une plus grande surface disponible pour le développement de la biomasse. Toutefois, comme cela a été mis en évidence par Wanko (2005) et Goraj (2006) sur du sable, ce phénomène accroît la rétention d'eau capillaire et réduit d'autant la porosité libre à l'air du milieu.

Il en résulte que l'utilisation de matériaux concassés pourrait avoir des conséquences en terme de performances épuratoires étant donné l'interdépendance des processus de transferts de gaz, d'hydrodynamique et d'activité biologique. Cette comparaison, réalisée en taille réelle sur des massif de sable (Torrens et al., 2006a, 2006b) montre que du point de vue rendement épuratoire, l'utilisation de sable concassé est légèrement pénalisante en raison de passages préférentiels de l'eau dans les pores de taille importante. Une telle différence n'est cependant pas évidente entre les deux matériaux pour des granulométries plus grossières. Les travaux de Ménoret (2001) réalisés sur des matériaux de granulométrie 2/5 mm pour le gravillon et 3/7 mm pour la pouzzolane montrent que le développement de biomasse dans le temps tend à relativiser le rôle de la forme des grains sur l'hydrodynamique.

2.2.6.3. Matériaux calcaires

Excepté le sable mis en surface sur le deuxième étage de traitement, les matériaux utilisés sont calcaires. L'objectif est de pouvoir maintenir des conditions optimum de nitrification (pH, alcalinité). En effet l'acidification des eaux induite par la nitrification peut nuire à cette

dernière si le pH devient trop acide. L'équation suivante montre la réaction de nitrification et sa consommation en bicarbonates.



En effet, les processus de nitrification sont des réactions consommatrices d'alcalinité dont la diminution se traduit par une acidification des eaux. Donc connaissant la teneur de l'influent en azote réduit, il est impératif de connaître la réserve alcaline dont on dispose avant d'entrevoir toute nitrification. Dans ces conditions, le fait d'utiliser des matériaux calcaires va permettre par une dissolution du matériau en cas de pH acide, d'une part de remettre en solution des bicarbonates, et d'autre part de neutraliser le pH. Antoniou *et al*, (1990) se sont basés sur la croissance des *Nitrosomonas* pour estimer les capacités nitrifiantes d'une station d'épuration et ont indiqué un pH optimum de 7.8. Même s'il existe un gradient de pH et d'alcalinité entre la phase liquide et le biofilm (Siegrist *et al*, 1987 ; Szwedinski *et al*, 1986 ; Henze *et al*, 1995), là où se passent les réactions, l'utilisation de matériaux calcaires peut, quand les réactions sont limitées par l'alcalinité ou le pH, permettre d'améliorer les performances de nitrification. El Mossaoui (2001) obtient des performances de nitrification élevées en utilisant un matériau calcaire pour traiter des lixiviats de C.E.T. fortement chargés en azote ammoniacal. La dissolution des carbonates de calcium permet alors de maintenir des conditions correctes de nitrification.

En revanche, la dissolution des carbonates de calcium induit une altération physique du matériau qui peut avoir une influence sur le comportement hydrodynamique et de transfert de gaz du massif. Une partie de ces éléments peut être évacuée du système et se traduire donc par une perte nette de matériau (El Mossaoui (2001) observe une perte de 5% par an de matériau pour les lixiviats de C.E.T.). Une autre partie peut précipiter à nouveau à l'intérieur du filtre avec d'autres éléments (comme les orthophosphates par exemple) à des endroits différents, pouvant modifier également l'hydrodynamique. L'enjeu est alors de ne pas modifier de manière trop importante la structure du filtre pour ne pas induire des problèmes d'infiltration sur la durée de vie espérée de la station.

3. Objectifs et protocole expérimental

3.1. Objectifs

L'évaluation porte sur les particularités du système Rhizostep® par rapport à la filière classique existante comme décrite dans le document AERMC «Recommandation pour la conception et la réalisation des filtres plantés de roseaux - version 1», à savoir :

- la mise en place d'un plancher appelé Biobloc en remplacement de la zone de drainage,
- l'utilisation de matériaux calcaires,
- un dimensionnement à 0,6 m² par EH sur deux filtres du premier étage et 0,4 m² par EH sur deux filtres au deuxième étage
- la mise en place de couches d'épaisseurs et de granulométrie différentes

L'évaluation se base sur des mesures réalisées sur la station d'épuration de la commune de Burdignes (42), reconnue comme étant représentative de la filière Rhizostep®, et éventuellement sera étendue à d'autres stations de même procédé. Elle prend fin avec la rédaction d'un rapport définitif.

Le travail présenté ici a donc été focalisé sur les points mentionnés ci-dessus et s'attache à y apporter des éléments de réponse au regard des deux ans de suivi réalisés sur la station de Burdignes ainsi que les bilans effectués par les SATESE sur d'autres stations du même procédé.

La démarche mise en œuvre lors de cette étude a consisté à suivre la station de Burdignes (42) pendant 2 ans. Lors de la deuxième année, le suivi de l'aération et des performances épuratoires d'une station conventionnelle proche de Burdignes (Saint Romain les Atheux, 42) a été également réalisé de manière à comparer les deux systèmes dans des conditions climatiques proches. De même, en ce qui concerne les performances du procédé, l'étude intègre des bilans 24 h réalisés par des SATESE sur le procédé Rhizostep® de manière à élargir les contextes de fonctionnement.

3.2. Les sites expérimentaux

3.2.1. Burdignes

Burdignes, localisée dans la Loire, est à une altitude moyenne de 970 m. Le village comporte, selon le recensement de 1999, 342 habitants dont une partie réside dans des hameaux non raccordables. La station Rhizostep a été mise en eau le 25 Août 2005 sur l'emplacement de l'ancienne station d'épuration. Les travaux ont inclus la pose d'un nouveau réseau d'eaux usées séparatif pour l'alimentation de la station.

La station est conçue pour 150 EqH conformément au dimensionnement SAUR du Rhizostep®.

Les charges nominales de la station sont consignées dans le tableau suivant :

Capacité EqH	DBO kg/j	Débit m ³ /j	Débit de pointe m ³ /h
150	9	22,1	3

Tableau 4 : Charges de dimensionnement de la station de Burdignes

Les filtres sont alimentés par bâchées dont le volume est de l'ordre de 1.1 m^3 pour le premier étage et de 0.9 m^3 pour le deuxième étage. L'alternance alimentation/repos des filtres se fait sur une périodicité de 7j/7j.

Les eaux sont pour la plupart domestiques, mais la station doit également gérer les effluents de la ferme des AYGUEES, GAEC GALIPOT-MICHEL, qui est un atelier laitier spécialisé dans la fabrication de beurre et de yaourts fermiers (1 m^3 deux jours par semaine).

Suite à la première année d'étude au cours de laquelle la station ne recevait que 20 à 30 % de sa charge organique nominale, un cloisonnement d'un des filtres de chaque étage a été mis en place de manière à réduire de moitié la surface et, par ce biais, augmenter artificiellement la charge reçue par le système.

3.2.2. Saint Romain les Atheux

La station de Saint Romain les Atheux, mise en service en 2002, est dimensionnée selon les recommandations classiques (AERMC 2005) en terme de surface. D'après les informations fournies par les services techniques du village, le réseau de la commune serait séparatif à 90 %. La station a été dimensionnée pour 475 Equivalent-habitants, et sa capacité nominale en DBO_5 est de $28,5\text{ kg/j}$. Le débit nominal de la station est quant à lui de $75\text{ m}^3/\text{j}$.

Cette station avait été choisie à l'origine par son respect du dimensionnement conventionnel ainsi que par la proximité de la station par rapport à celle choisie par la SAUR pour le suivi du Rhizostep. Située à une altitude de 800 m sa situation climatique est par conséquent fortement similaire à la station de Burdignes.

Néanmoins, certaines particularités dans le dimensionnement ne sont pas conformes aux préconisations actuelles pour les système de filtres plantés de roseaux, à savoir :

- Le siphon alimentant le deuxième étage est intégré aux filtres du premier étage
- Le réseau de drain aérant en fond des filtres du premier étage est très réduit.

En ce qui concerne le premier point, le problème vient du fait qu'il induit une saturation de la couche drainante, et empêche donc l'aération du filtre par le fond (cf. Figure 4). Il a donc été décidé de vidanger le regard permettant aux drains d'être en permanence connectés à l'atmosphère (cf. Figure 5). Par conséquent le deuxième étage de filtres, non alimenté par bâchées, n'a pa été suivi lors de l'étude.



Figure 4 : Photo des drains saturés



Figure 5 : Photo des drains non saturés après arrêt du fonctionnement du siphon

En ce qui concerne la densité du réseau de drains, le dimensionnement conventionnel nécessite des drains espacés de 2 à 3 m au fond des filtres. Sur la station de Saint Romain les Atheux cela aurait nécessité de l'ordre de 110 m linéaires de drain. Or les filtres du premier étage ne comportent que de 40 à 50 m linéaires de drain suivant le filtre, soit un sous-dimensionnement relativement important qui peut avoir des conséquences sur le renouvellement en oxygène par le fond.

Cette station a également fait l'objet d'un cloisonnement, afin d'apporter plus de charge à un des filtres. Il a été réalisé le 6 mars 2007 sur le filtre 1, le plus éloigné de l'entrée de la station. Sa surface a donc été réduite de moitié.

3.2.3. Stations suivies par les SATESE

11 stations, suivies par les SATESEs, ont été étudiées dans le cadre de ce rapport. Il s'agit de :

- Pouligny Notre Dame (36, 330 EqH), mise en route en janvier 1997 dans le cadre d'expérimentations de Bioépur.
- Station de Douy la Ramée (77, 350 EqH), mise en service en juillet 2005.
- Station de Saint Jean-Lachalm (43, 190 EqH), mise en service en décembre 2006
- Station de d'Arsac en Velay (43, 270 EqH), mise en service en mai 2005.
- Station de Guiche (64, 600 EqH), mise en service fin 2005.
- Station d'Antonaves (05, 700 EqH), mise en service en Août 2005.
- Station de Saint Etienne des Champs (63, 75 EqH) mise en service en mai 2006.
- Station de Valmestroff (57, 225 EqH), mise en service en Juillet 2007.
- Station de Baillou (41, 75 EqH), mise en service en Juin 2006.
- Station de La Chaulme (63, 100 EqH), mise en service en mai 2006.
- Station de Pulvérières (63, 190 EqH), mise en service en octobre 2006. Ce bilan a été effectué en très forte surcharge hydraulique dont la grande majorité des eaux est by-passée en entrée station. Il est par conséquent difficilement exploitable.

Les détails des bilans 24 h sont reportés en annexe.

3.3. Burdignes

Le protocole de suivi de la station de Burdignes a consisté à suivre :

- l'hydraulique du système
- L'évolution des teneurs en oxygène au sein des massifs (cf. paragraphe 3.4)
- Les performances épuratoires par des bilans 24 heures.

3.3.1. Suivi de l'hydraulique

- Charge hydraulique

La charge hydraulique entrante est suivie en continu sur l'ensemble de l'étude par un capteur de pression permettant de mesurer l'évolution du niveau d'eau dans le poste d'alimentation du premier étage. De même ce débit peut être vérifié par une mesure identique dans le poste d'alimentation du deuxième étage. Ces mesures sont enregistrées à un pas de temps qui a varié, suivant les nécessités de l'étude, entre 10 s et 1 mn.

Lors des campagnes de mesures, un débitmètre bulle à bulle a été installé en sortie de station sur le canal de mesure. La droite d'étalonnage a été mesurée sur site dans les conditions réelles de fonctionnement (pose du canal de mesure principalement). Les mesures réalisées en

sortie station pendant les bilans 24 h sont les plus fiables pour estimer les charges compte tenu des inévitables perturbations de mesures dans les postes d'alimentation au moment des bâchées. En effet, lors des bâchées les sondes de pression ne peuvent mesurer le débit convenablement. Même si une estimation est faite pendant ce laps de temps, il ne peut avec certitude être validé en tant que débit d'entrée.

- Courbe de drainage

Les débits mesurés en sortie du premier étage (mesure continue) et en sortie du deuxième étage pendant les bilans 24 h permettent de suivre l'évolution du drainage de chaque filtre. Le traitement des courbes de drainage se base sur les méthodes utilisées en génie des procédés pour la détermination des temps de séjour. Il s'agit de traiter la courbes de débit de drainage de manière identique à ce qui est classiquement fait lors de traçages de type impulsif. Il ne s'agit pas ici de définir le temps de séjour de l'eau dans le système, car des échanges ont lieu au sein du milieu, échanges non mis en évidence par le suivi simple des débits. En revanche les courbes de débits $Q(t) = f(t)$ permettent de déterminer des courbes de temps de passage apparent définies par :

$$E(t) = \frac{Q(t)}{\int_{t=0}^{\infty} Q(t).dt}$$
 où $\int_{t=0}^{\infty} Q(t).dt$ représente le volume d'eau sortie entre l'instant $t=0$ et la fin de la mesure.

Pour chaque bâchée, les courbes de débits peuvent être considérées selon différents paramètres :

- ⇒ La variance
- ⇒ L'asymétrie
- ⇒ L'aplatissement
- ⇒ Le débit maximal et le temps de sortie correspondant

Le temps de séjour moyen ($\bar{t}_s$) n'a pas de sens réel dans ce cas étant donné que l'eau en sortie n'est pas la même que celle injectée lors de la dernière bâchée. Cependant un calcul identique est réalisé pour calculer le temps de séjour moyen apparent ($\bar{t}_{sapp}$). Pour la nécessité des calculs des autres variables il est calculé selon la formule suivante :

$$\bar{t}_{sapp} = \int_{t=0}^{\infty} t.E(t).dt$$

La variance, l'asymétrie et l'aplatissement sont définis par :

$$\frac{\int_{t=0}^{\infty} (t - \bar{t}_s)^n . E(t).dt}{\int_{t=0}^{\infty} E(t).dt} = \int_{t=0}^{\infty} (t - \bar{t}_s)^n . E(t).dt \text{ car } \int_{t=0}^{\infty} E(t).dt = 1$$

avec $n = 2$ pour la variance, $n = 3$ pour l'asymétrie et $n = 4$ pour l'aplatissement (Villermaux, 1993).

Ces trois notions permettent, dans le cas d'un procédé en régime continu, de comparer les résultats expérimentaux aux modèles des réacteurs piston et parfaitement agités. Le calcul de ces paramètres en régime pulsé périodique est possible mais l'interprétation est plus délicate. La Figure 6 représente schématiquement la signification de chaque paramètre.

La variance caractérise l'étalement de la courbe. Plus la valeur de ce paramètre est élevée, plus l'étalement de la courbe est grand. La dispersion de l'eau au sein du massif est alors importante, voir l'infiltration est rendue difficile (flaquage important). Plus la variance est faible, plus l'écoulement se rapproche de celui d'un réacteur piston.

L'asymétrie permet de connaître la distribution et la dispersion de la courbe par rapport à la moyenne des temps de séjour. Si ce paramètre tend vers zéro, alors le comportement hydraulique du réacteur tend vers un type piston. Plus la valeur absolue de l'asymétrie est grande, plus le drainage est lent. Cela peut s'expliquer par une forte teneur en matière organique par exemple. Deux cas de figure se présentent alors : l'asymétrie est négative. Cela est caractéristique d'un réacteur avec un retard de réponse, ou tout du moins d'un réacteur long. Si l'asymétrie est positive, cela indique le comportement d'un réacteur court ou comportant des passages préférentiels engendrant une sortie rapide d'un important volume d'eau et une restitution plus lente de l'eau "piégée" dans les pores du filtre.

L'aplatissement permet de savoir si l'eau se disperse de façon importante ou non dans le massif. En effet, si la dispersion est faible, cela traduit le comportement d'un réacteur piston et l'aplatissement est alors élevé. Si celui-ci est important, ou les vitesses d'infiltration lentes, l'aplatissement est alors plus faible.

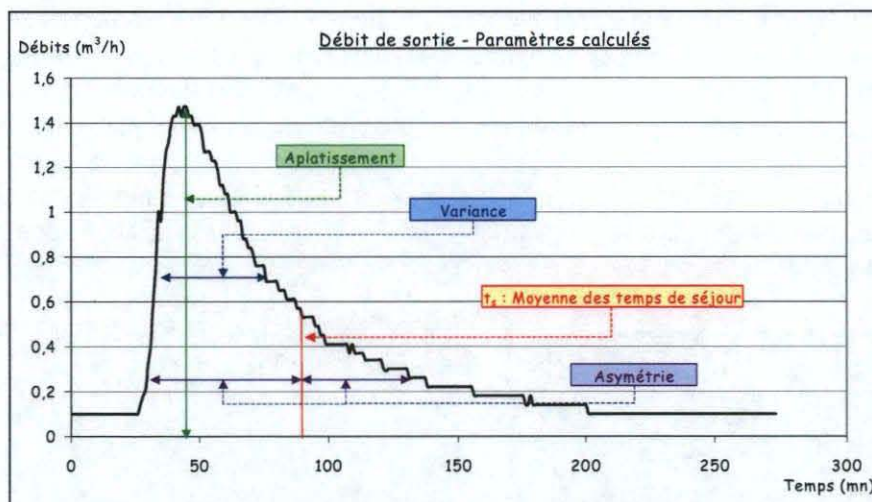


Figure 6 : Schéma des paramètres statistiques étudiés

La comparaison des débits de drainage mesurés sur Burdignes se fait au regard de mesures déjà réalisées sur le système conventionnel, autant sur un premier étage de traitement (Gamet, 2004) que sur un deuxième étage (Meauxsoone, 2004).

3.3.2. Performances épuratoires

Les performances épuratoires de chaque étage de traitement sont évaluées par des bilans 24 h, seuls capables de représenter les performances sur ce type d'ouvrage. En effet les

prélèvements ponctuels ne représentent en rien les performances d'un système étant donné la variation que peut comporter l'effluent de sortie suivant le moment de prélèvement dans la bâchée.

Les bilans consistent à mesurer les débits à chaque étape de traitement, associé à des prélèvements de la manière suivante:

- Des échantillonneurs multiplexes (réfrigérés, 24 flacons) présents à chaque étape du traitement (entrée station, sortie premier étage, sortie station) prélèvent un volume de 100 mL toutes les 6 minutes.
- Reconstitution d'un échantillon moyen proportionnel aux débits mesurés.
- Conservation à 4°C et analyses au laboratoire de Chimie du Cemagref de Lyon (échantillons filtrés et acidifiés sur place pour les analyses sur phase dissoute).

Les bilans 24 heures réalisés par les SATESE et pris en compte dans ce rapport sont réalisés suivant le même protocole expérimental.

Les analyses effectuées sont : DCO, DCO dissoute, DBO₅, formes azotées (NK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻), PT, P-PO₄³⁻. Pour l'étude relative à la problématique calcaire des mesures complémentaires ont été réalisées (pH, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻) pour réaliser un bilan ionique plus complet.

Des prélèvements sur les boues stockées sur les filtres ont également été réalisés sur lesquelles des mesures de MS et de MVS ont été effectuées.

3.4. Mesures d'oxygène

Des mesures de gaz *in-situ* sont effectuées avec un analyseur de gaz de type DrägerSensor XS (Figure 7), qui est conçu à l'origine dans une optique de détection pour les personnes travaillant en milieux à risques (explosion, intoxication). Les teneurs en oxygène sont déterminées par mesures électrochimiques, le dioxyde de carbone par infra rouge et le méthane par des mesures catalytiques. Pour les mesures, le capteur DrägerSensor XS est relié à une sonde que l'on enfonce dans le massif (Figure 8). On détermine ainsi la composition de la phase gazeuse présente dans la porosité du sol à des profondeurs variables, comprises entre 10 et 70 centimètres.



Figure 7 : Photo du DrägerSensor XS



Figure 8 : Photo des cannes de prélèvement

Lors de la première année, les mesures ont permis de faire un état de la variation de la teneur horizontale et verticale dans les filtres. Les sondes n'étaient pas laissées en place. Lors de la deuxième année d'étude, les sondes ont été laissées en place pour suivre l'évolution de la teneur en O_2 et en CO_2 dans le temps. Les sondes ont été placées comme représenté sur la Figure 9 pour la station de Burdignes, et la Figure 10 pour la station de Saint Romain les Atheux.

Les points de mesures sont numérotés sur les figures. Les rampes d'alimentation sont représentées par des traits pleins et, sur la Figure 9 les ronds représentent les cheminées d'aération. En chaque point de mesure, plusieurs profondeurs ont été suivies (15, 30 et 60 cm). Des mesures ponctuelles par sonde mobile ont également été réalisées pour préciser les profils de teneur en oxygène.

Les mesures ont été réalisées 3 fois par semaine, 30 minutes après une bâchée.

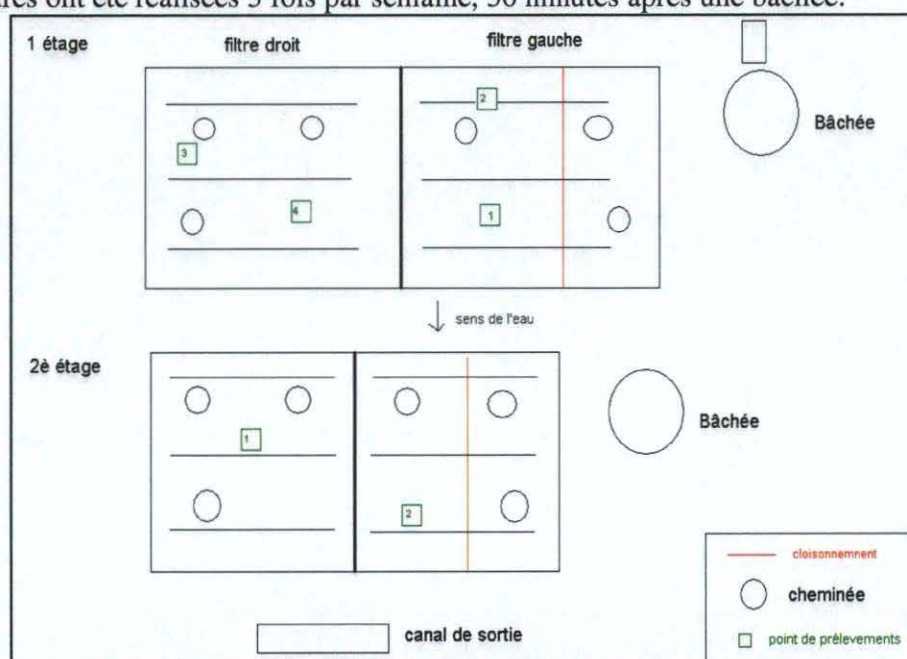


Figure 9 : Emplacement des sondes fixes sur le procédé Rhizostep

Pour Burdignes, chaque filtre du premier étage a été suivi en deux endroits pour vérifier l'hétérogénéité du massif ainsi que l'impact de la cheminée d'aération.

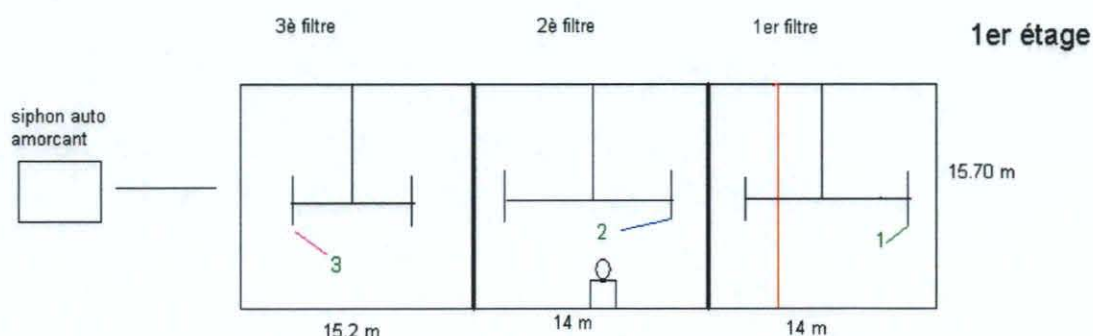


Figure 10 : Emplacement des sondes fixes sur la station de Saint Romain les Atheux.

Sur la station de Saint Romain les Atheux, un protocole identique a été mis en place, en s'attachant à mesurer l'impact de l'éloignement des points d'alimentation, étant donné la forte hétérogénéité des dépôts sur ce type de filtre. Seul le premier étage a été étudié. Sur les points 1 et 3, deux points de mesures de distances différentes par rapport au point d'alimentation (1 et 3 m) sont réalisés, et sur le point 2 les mesures sont réalisées à 2 m du point d'alimentation. Compte tenu de la faible densité des drains d'aération sur cette station (cf. chapitre 3.2.2), une comparaison sera également faite avec des études préalablement menées sur ce type de filtres (Bolomey, 2006).

4. Résultats

4.1. Démarrage de l'installation

Ce type de filière connaît une évolution de son fonctionnement lors des premières années en raison de la mise en place de la couche de dépôt et du développement des roseaux. En conséquence de quoi une attention particulière doit être assurée lors de la phase de démarrage et tout particulièrement sur le procédé Rhizostep, plus proche des limites du système que le procédé conventionnel compte tenu des charges organiques et hydrauliques plus fortes reçues par les filtres. A ce titre le comportement de SAUR est tout à fait exemplaire car elle apporte son expertise technique pour le suivi des deux premières années de fonctionnement.

Le fonctionnement de la station lors de la première année a été suivi en détail par la MAGE et l'exploitant (Mr C. Fanget). Les rapports de la MAGE permettent de faire l'historique de cette phase.

La station, mise en eau fin août 2005, subit alors une succession d'aléas qui conduisent à une perte d'infiltration des massifs voire à des débordements. En effet, le 10/10/2005 et le 15/12/2005 des flaques prolongées sont notés par la MAGE et le 11/01/2006 les roseaux sont immergés. En relation avec les débits estimés par le relevé régulier du compteur de bâchées, on remarque alors (Figure 11) que lors de ces événements la station n'est pas en surcharge hydraulique excepté le 11 janvier 2006 (charge de l'ordre de 130 %). Par la suite la charge hydraulique a été limitée pour recevoir une charge inférieure à $8\text{m}^3/\text{j}$ (le 19 janvier 2006) jusqu'à la reprise des roseaux.

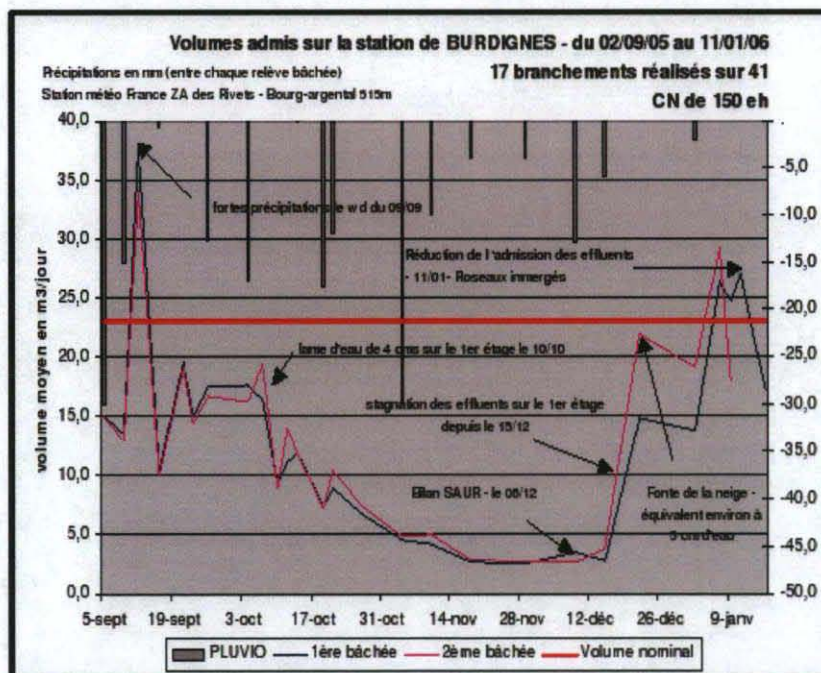


Figure 11 : Suivi des débits de la station de Burdignes lors de la phase de démarrage.

Ces problèmes d'infiltration des eaux ont été attribués à différents facteurs défavorables sans pouvoir les hiérarchiser :

- La station a au préalable reçu des eaux du réseau unitaire pouvant en cas de pluie apporter des éléments particuliers minéraux tendant à colmater la surface du premier étage.
- Des ravinements probables des terrains environnants sur les filtres du 1^{er} étage et 2^{ème} étage lors des premières fortes pluies. On peut supposer que l'absence de protection des lits par des fossés de collecte de l'eau de ruissellement ait augmenté l'impact.
- Le lessivage « naturel » du matériau premier étage (concassé) a pu également contribuer à l'accumulation de fines sur le deuxième étage malgré le lavage des matériaux.
- Hiver froid et neige, facteurs diminuant la perméabilité.
- Faible développement des roseaux et du système racinaire

Quoiqu'il en soit un recouvrement des lits par des fines et leur accumulation sur le deuxième étage a été observé et a conduit à réduire la charge entrante et a effectué un curage des lits en surface.

Ces points, à la fois particuliers au contexte de Burdignes, mais à mettre en relation avec la disparité des conditions d'alimentation des station des petites collectivités, montrent l'importance du suivi lors du démarrage de ce procédé. Il faut noter le professionnalisme de la SAUR, consciente de cet aspect, qui opère une à deux fois par semaine une scarification de la surface des filtres pour favoriser l'infiltration jusqu'au développement correct des roseaux.

4.2. Description physique

4.2.1. Développement des roseaux

Les roseaux, après la première phase hivernale, repoussent correctement au début du printemps 2006. Les photos suivantes permettent de visualiser cette croissance en mai 2006 par rapport aux Figure 1 et 2 un mois auparavant.



Figure 12 ; 1^{er} étage de Burdignes au 22/05/2006



Figure 13 : 2^{ème} étage de Burdignes au 22/05/2006

En juin 2007, les roseaux sont pleinement développés sur le premier étage de traitement (cf. Figure 14). Les roseaux sont bien verts et ont une hauteur moyenne de 1,8 m sur le filtre non cloisonné et de 2 m sur le filtre cloisonné. La différence de hauteur peut être imputée à la

charge hydraulique plus importante sur le filtre cloisonné favorisant le développement des roseaux.



Figure 14 : 1^{er} étage de Burdignes au 04/06/2007

En ce qui concerne les filtres du deuxième étage (cf. Figure 15), aussi bien la densité que la couleur et la hauteur des roseaux, montrent un problème non négligeable de développement. Les roseaux sont complètement jaunes et leur hauteur moyenne est de 0,95 m sur le filtre non cloisonné et de 1,2 m sur le filtre cloisonné. Même si une différence de hauteur peut être observée suivant la charge hydraulique appliquée (filtre cloisonné ou non cloisonné), il apparaît que les roseaux manquent d'eau sur cet étage de traitement. Le fait d'avoir une hauteur de sable très faible sur cet étage par rapport au système classique implique une rétention d'eau par capillarité amoindrie et donc une réserve hydrique plus faible pour passer les périodes de repos. De plus, le fait de faire une rotation une fois par semaine, contre 2 fois par semaine dans le dimensionnement classique, est également un facteur pénalisant pour la croissance des roseaux.



Figure 15 : 2^{ème} étage de Burdignes au 04/06/2007

4.2.2. Hauteur des boues

4.2.2.1. Burdignes

Des mesures de hauteur de boues ont été réalisées sur l'ensemble des filtres étudiés lors des campagnes de mesures de Juin 2007. Ces hauteurs sont la conséquence des charges appliquées et de l'activité biologique de minéralisation au regard des rythmes d'alimentation et de repos.

Sur la station de Burdignes, le premier étage comporte une hauteur de boues relativement homogène sur l'ensemble de la surface des filtres. Cette bonne répartition des boues est la résultante d'une charge surfacique plus élevée permettant de mieux répartir les eaux, couplée à un système de distribution permettant une répartition des eaux elle-même homogène à la surface des filtres. Les hauteurs de boues moyennes mesurées après la période de drainage, pour chaque étage, sont consignées dans le tableau suivant :

	Premier étage		Deuxième étage
	Filtre cloisonné	Filtre non cloisonné	Filtre non cloisonné
Hauteur de boues (cm) (Juin/Novembre)	6,2 / 5	4,1 / 3	0,7
Ecart type	0,9	0,6	0,7

Tableau 5 : Hauteurs de boues mesurées sur les filtres de Burdignes en Juin 2007 et Novembre 2007

Les boues accumulées sur le filtre cloisonné du premier étage en période de repos de Juin 2007 ont un taux de matière sèche de 12,3 % et un taux de matière volatile de 60,0 % des matières sèches.

La station après 2 ans de fonctionnement (mesures de novembre) révèle donc une croissance de hauteur de dépôt de 1,5 cm/an sur le filtre non cloisonné, recevant une charge organique de l'ordre de 30 %. Sur le filtre cloisonné, alimentée pendant un an sans cloisonnement (croissance 1,5/ an), l'accumulation pendant l'année de cloisonnement peut être évaluée à 5 – 1,5 soit 3,5 cm/an pour une charge organique moyenne de 63 %.

Sur une période de fonctionnement plus longue, l'expérience issue de Pouligny Notre Dame (36) par le SATESE permet d'avoir une idée plus précise de l'accumulation de boues sur le Rhizostep®. Chargée en moyenne à 50 % en organique, un curage de 25-30 cm de boues sur les filtres du premier étage a été réalisé 7 ans après sa mise en service, soit de l'ordre de 3,5 – 4 cm d'accumulation par an. La teneur en MS des boues a été mesurée à 29,7% après 15 jours de repos avant curage.

A titre de comparaison, l'accumulation de boues sur un système classique a été estimée à 1,5 cm/an après 14 ans de fonctionnement (Molle et al., 2005) sur une station chargée à 70 % environ en organique et comportant un réseau unitaire drainant (charges hydrauliques de 300 % mesurées régulièrement).

Rapporté à une charge spécifique de 100 %, les vitesses d'accumulation en boues peuvent être extrapolées comme indiquées dans le Tableau 6.

Station	Vitesse d'accumulation de boues	Durée de fonctionnement
Burdignes Filtre non cloisonné	$1,5/0,3 = 5 \text{ cm/an}$	2 ans
Burdignes Filtre cloisonné	$3,5/0,63 = 5,5 \text{ cm/an}$	1 an
Poulligny Notre Dame	$3,5/0,5 = 7 \text{ cm/an}$	7 ans
Gensac la Pallue (Système classique)	$1,5/0,7 = 2,1 \text{ cm/an}$	14 ans

Tableau 6 : Vitesses d'accumulation des boues sur les différents systèmes.

Le rapport des vitesses d'accumulation de boues (facteur 2,5) paraissent cohérentes avec le ratio des charges surfaciques (facteur 2) avec l'incertitude des vitesses de minéralisation des boues dans le temps.

4.2.2.2. Saint Romain les Atheux

Les filtres du premier étage de Saint Romain les Atheux comportent une distribution des boues très hétérogène (Figure 16). Les boues sont localisées à proximité des points d'alimentation comme le montre la figure suivante :

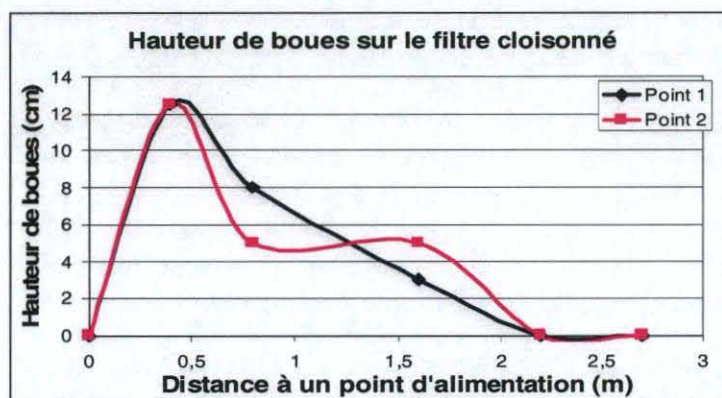


Figure 16 : distribution de la hauteur de boues sur la station de Saint Romain les Atheux



Figure 17 : photo de la surface du filtre de Saint Romain les Atheux à 4 m d'un point d'alimentation

Le volume de boues accumulées sur les filtres correspond à une hauteur de 0,7 cm ramené à l'ensemble de la surface des filtres, ce qui est très faible compte tenu de l'âge de la station. Bien que n'étant chargée qu'à 50 % de sa charge organique, cette hauteur de boues accumulée est surprenante. Il est fort possible, comme on le voit sur certains lits de séchage, que les phénomènes de gel et dégel de boues aient contribué à cette réduction importante du volume. Cette hauteur de boues surfacique quasiment nulle loin des points d'alimentation, ne signifie pas que l'effluent s'infiltre uniquement à proximité des points d'alimentation. En effet, il est observé que la matière organique est relativement bien développée (zones noires sur la photo) loin des points d'alimentation (Figure 17). De plus, les concentrations relativement homogènes et faibles obtenues à la sortie du 1^{er} étage en DCO, MES et NK prouvent que le volume réactionnel mis en jeu correspond à une surface plus grande que les seuls cônes d'accumulation des boues autour des points d'alimentation.

La boue accumulée dans les premiers centimètres du massif a un taux de matière sèche de 20,5 % et la matière volatile ne représente que 50,1 % de la matière sèche.

4.3. Problématique calcaire

Les matériaux calcaires utilisés peuvent être dissous dans le temps en fonction de l'équilibre calco-carbonique et de la nitrification.

- L'équilibre calco-carbonique

La présence de minéraux carbonatés dans une solution aqueuse va générer des phénomènes de précipitation ou de dissolution suivant l'équilibre calco-carbonique de la solution. Ainsi à partir d'une analyse de l'eau, peut-on déterminer si l'eau aura une tendance entartrante, c.-à-d. qu'un dépôt peut se former ou, au contraire, agressive vis à vis du carbonate de calcium, c.-à-d. qu'elle peut dissoudre un dépôt existant. Ces phénomènes de dissolution précipitation vont avoir un rôle, dont l'impact est à évaluer, sur les matériaux calcaires contenant des carbonates de calcium.

Le système calco-carbonique $\text{CaCO}_3\text{-CO}_2\text{-H}_2\text{O}$ fait intervenir des éléments fondamentaux :

- Acide carbonique (H_2CO_3)
- Bicarbonates (HCO_3^-)
- Carbonates (CO_3^{2-})
- Calcium (Ca^{2+})
- Hydrogène (H^+) et hydroxyde (OH^-), soit le pH de l'eau.

et des éléments caractéristiques des solutions de sol tels que Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^-

Suivant le pH de la solution, on peut estimer la saturation de l'eau vis à vis de la calcite par l'indice de saturation (IS, ou Indice de Langelier).

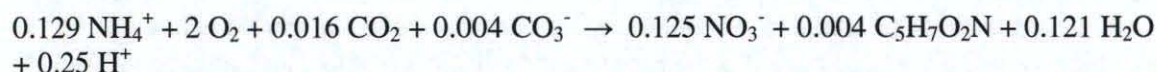
$$\text{IS} = \text{pH}_{\text{réel}} - \text{pH}_{\text{saturation}}$$

Si IS est inférieur à zéro, l'eau est agressive vis à vis de la calcite qui se dissout, supérieur à zéro, l'eau est entartrante et CaCO_3 précipite. Si IS est nul l'eau est équilibrée.

- L'importance de la nitrification

La nitrification est un processus biologique strictement aérobie qui permet de transformer l'azote ammoniacal d'abord en nitrites (NO_2^-) et puis éventuellement en nitrates (NO_3^-) si l'approvisionnement en oxygène est suffisant. Cette transformation est assurée par des bactéries autotrophes aérobies strictes.

Si l'on tient compte de la croissance de la biomasse nitrifiante l'équation globale de nitrification s'écrit alors comme suit :



La réaction de nitrification nécessite donc des bicarbonates et provoque une acidification des eaux. L'intérêt d'utiliser un matériau calcaire est par conséquent, par la dissolution des carbonates de calcium, de pouvoir fournir des hydrogène-carbonates et de maintenir un pH optimum pour les réactions de nitrification. En revanche, cela provoque une altération du matériau qui, suivant l'ampleur, peut modifier les écoulements voire colmater le système en profondeur.

Si l'usage de matériaux calcaire peut être néfaste pour des eaux fortement acides, il est important d'estimer l'impact pour des eaux usées domestiques classiques.

4.3.1. Relargage de calcaire

Les analyses effectuées sur Burdignes montrent bien un relargage de calcium des filtres (cf. Tableau 7). L'analyse du calcul de la consommation de CaCO_3 consommé par mg de N-NH_4 nitrifié révèle que l'on retrouve moins de Ca en sortie que théoriquement. On observe seulement de l'ordre de 40 à 50 % du Ca qui aurait dû être consommé par nitrification. Deux phénomènes viennent rendre délicate toute interprétation de la dissolution du calcaire. Premièrement, il est fort possible qu'une partie du calcium dissous re-précipite à l'intérieur du massif avec des carbonates, phosphate, complexes organiques ou autres. Deuxièmement, tout le NH_4 n'est pas nitrifié directement. En effet, une part est adsorbée sur la matière organique pour être nitrifiée pendant les périodes de repos ; raison pour laquelle on observe classiquement sur les systèmes à cultures fixées sur supports fins alimentés par alternance des relargages de nitrates lors des mises en alimentation des filtres.

	25/04/2006		26/04/2006		11/06/2007
	HCO_3^-	Ca^{2+}	HCO_3^-	Ca^{2+}	Ca^{2+}
Entrée	390	14	375	11	30
Sortie étage 1	330	61	315	93	79
Sortie finale	240	96			103

Tableau 7 : Analyses de carbonates et de calcium lors de bilans 24 h sur Burdignes

Sur les 3 jours du bilan réalisé en juin, le pH de l'eau usée est proche de 8,0 en entrée puis baisse à 7,3-7,4 en sortie du 1^{er} étage pour aboutir à 7,0-7,1 en sortie finale. A titre de comparaison, le passage des eaux sur le premier étage de saint Romain les Atheux provoque une baisse de pH de 8 à 6 environ.

L'analyse de l'équilibre calco-carbonique de l'eau aux différentes étapes de traitement révèle que l'eau est plutôt incrustante en entrée de station et à tendance à s'équilibrer voire devenir faiblement agressive en sortie. Une éventuelle reprécipitation du calcium dissous à l'intérieur du massif n'est pas à écarter.

Les deux phénomènes interviennent simultanément, rendant difficile la détermination de l'impact de la dissolution sur la longévité du système.

On notera également que l'utilisation de matériau calcaire permet de minimiser la baisse de pH que l'on rencontre parfois suivant le type d'eau. Ce point peut être particulièrement intéressant dans le cas d'eaux faiblement tamponnées (peu de bicarbonates) pour lesquelles la nitrification provoque une baisse conséquente du pH. Ces cas ont été observés dans certaines régions comme dans la Loire (MAGE 42, 2007) provoquant des rejets non conformes.

4.3.2. Erosion des filtres

A partir des teneurs en calcium observées à chaque étage de traitement, on peut estimer grossièrement la masse de calcaire dissous et évacué par le système. On calcule pour cela la masse de CaCO_3 évacuée par jour lors des mesures qui, ramenée à l'année est comparée au volume des matériaux des filtres. Pour cela, on suppose une densité moyenne de granulat de 2,7 et une porosité de 35 %. Les résultats sont consignés dans le tableau suivant.

		Vol d'eau (m3)	Δ Ca (mg/l)	Masse de Ca (g)	Masse de CaCO ₃ (g)	Masse par an (kg)	Volum e de granulat disparu (m3)	Vol matériau utilisé dans le filtre (m3)	% de granulat disparu par an
25/04/2006	Etage 1	7	47	329	822	300	0,111	22,2	0,5%
	Etage 2	7	35	245	612	223	0,082	13,65	0,6%
26/04/2006	Etage 1	7,2	82	590	1476	538	0,199	22,2	0,9%
11/06/2007	Etage 1	19,1	49	936	2339	854	0,316	11,1	2,8%
Filtre cloisonné	Etage 2	19,1	24	458	1146	418	0,155	6,825	2,3%

Tableau 8 : % de matériau lessivé par an, par dissolution des carbonates de calcium.

On aurait donc entre 0,5 et 2,8 % de matériau dissous par an suivant les étages et les charges hydrauliques appliquées. Valeur tout à fait cohérente avec les mesures effectuées par El Mossaoui (2001) dans ses travaux de thèse. La différence de dissolution est bien entendu affectée par la charge hydraulique reçue comme on peut le voir. On comprend donc l'intérêt de ne pas avoir d'eaux pluviales ou d'eaux claires parasites sur le réseau pour ne pas trop affecter la pérennité de l'ouvrage.

4.4. Aération

4.4.1. Homogénéité spatiale de l'aération

Une certaine hétérogénéité des teneurs en oxygène est observée entre les différents points de mesures sans que cela puisse être corrélé à un lieu géographique précis du filtre (zone d'alimentation, cheminées d'aération ...).

- Profil vertical (période de repos/alim)

Les graphiques suivants indiquent les teneurs en oxygène en fonction de la profondeur en période d'alimentation et de repos pour les filtres du premier étage.

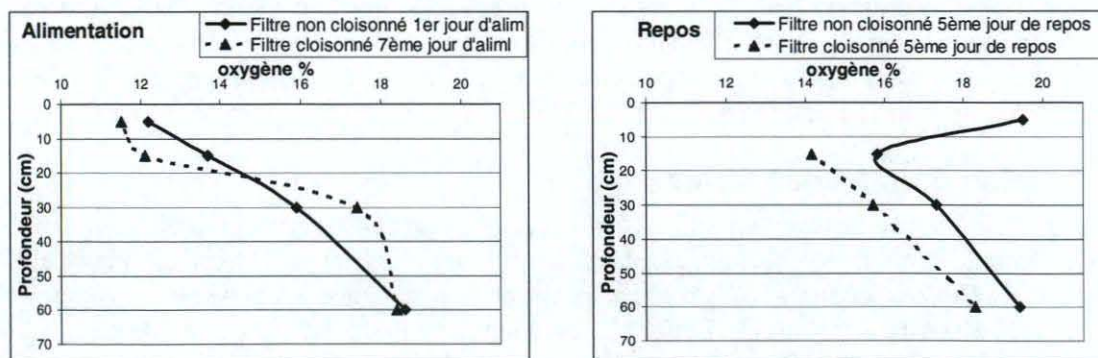


Figure 18 : Profils verticaux en oxygène types sur les filtres du premier étage (2007).

On retrouve classiquement des teneurs plus faibles proches de la surface, là où la consommation est importante et où l'humidité des dépôts organiques gêne les transferts

diffusifs en période d'alimentation. Que ce soit en période de repos ou d'alimentation, les teneurs en oxygène sont logiquement plus faibles sur le filtre cloisonné (à l'exception du point à 30 cm) qui est soumis à des charges plus élevées.

En période de repos l'oxygénation par la surface est possible et les teneurs remontent aux abords de la surface. Excepté la zone très proche de la surface, les profils de teneur croissants avec la profondeur montrent l'importance de l'oxygénation par le fond dans le système.

- Distribution horizontale

Des mesures ont été réalisées en différents points pour évaluer la distribution horizontale des teneurs en oxygène. Il ressort que :

- La distribution horizontale est relativement homogène en profondeur (60 cm et 30 sous la surface de la boue)
- La distribution horizontale est plus hétérogène en surface (15 cm de profondeur sous la boue) en raison de la consommation en oxygène accrue dans la zone superficielle. Des différences de 4-6 points sur le % d'oxygène peuvent être observées.
- Dans cette dernière zone, l'hétérogénéité augmente au fil de la période d'alimentation et se rééquilibre pendant la période de repos.

4.4.2. Variations temporelles de l'oxygène

La Figure 19 et la Figure 20 représentent l'évolution du taux d'oxygène moyen (sur deux points) pour un cycle complet d'alimentation et de repos du filtre cloisonné et du filtre non cloisonné.

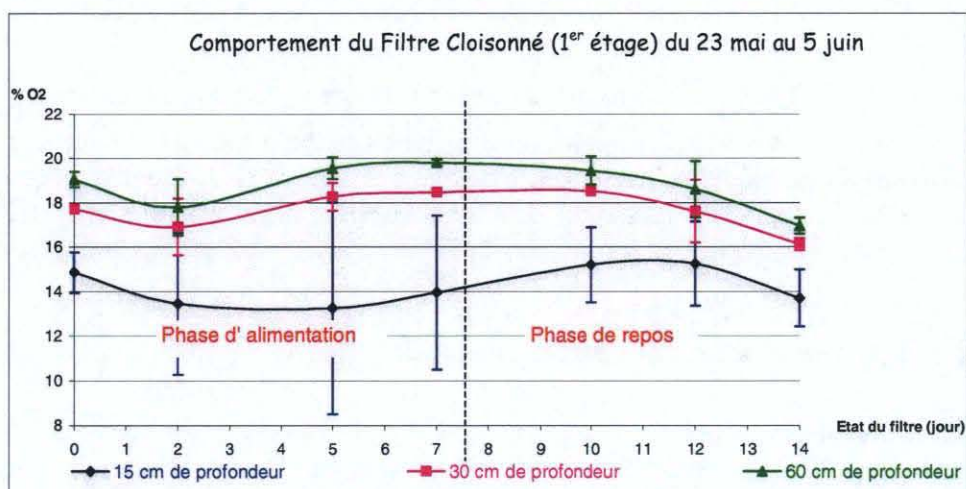


Figure 19 : Evolution d'un cycle d'alimentation/repos du filtre cloisonné du premier étage de Burdignes (2007)

On peut observer que le filtre est constamment bien aéré avec une quasi-saturation en profondeur et une décroissance de l'oxygène en se rapprochant de la surface. De même plus on se rapproche de la surface, plus on observe une hétérogénéité des valeurs comme l'indique l'écart type représenté par la barre verticale de chaque point de mesure sur le graphique.

L'aspect le plus caractéristique du filtre cloisonné est le fait que la teneur en oxygène ne remonte pas à la saturation pendant la phase de repos. La forte accumulation de matière

organique et le développement de biomasse dans les premières couches maintiennent une activité élevée pendant la période de repos compte tenu de la forte charge appliquée. C'est un phénomène que l'on retrouve dans les systèmes recevant une forte charge organique, notamment dans les lits de séchage de boues, et qui traduit une activité bactérienne intense pendant les périodes de repos pour dégrader la matière organique accumulée en phase d'alimentation.

Pour le filtre non cloisonné, un profil type peut être visualisé sur la figure suivante. Pour ce système on retrouve des évolutions classiques : une chute en période d'alimentation suivie d'une remontée à la saturation en période de repos. Cette évolution traduit une activité bactérienne qui diminue dans le temps de repos avec l'avancement de la dégradation de la matière organique.

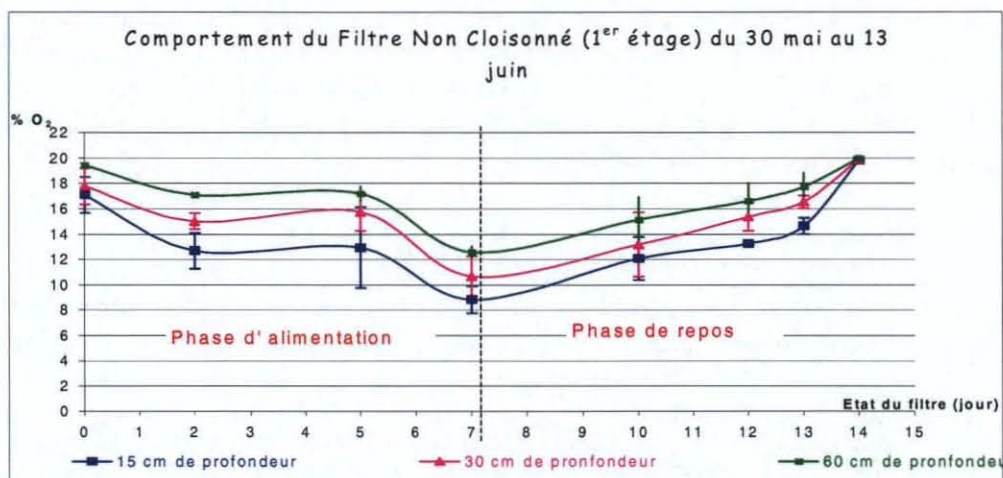


Figure 20 : Evolution de la teneur en oxygène du filtre non cloisonné sur un cycle

Si l'on compare ces graphiques aux mesures effectuées en 2006 (charge et hauteur de dépôt plus faibles) on observe que les teneurs en oxygène à 20 cm de profondeur remontaient à la saturation en 2 à 3 jours (cf. Annexes). L'ensemble des profils réalisés sont présentés en annexe.

4.4.3. Comparaison au système classique

- Saint Romain les Atheux

Les mesures effectuées sur Saint Romain les Atheux indiquent une hétérogénéité horizontale de la teneur en oxygène. Cette disparité est due notamment à la distribution des boues au sein du massif (cf. paragraphe 4.2.2.2). La Figure 21 permet de visualiser, sur le filtre cloisonné, l'évolution de la teneur en oxygène à 1 m des points d'alimentation et la Figure 22 à 3 m des points d'alimentation. Ceci pendant 4 jours d'alimentation puis 7 jours de repos.

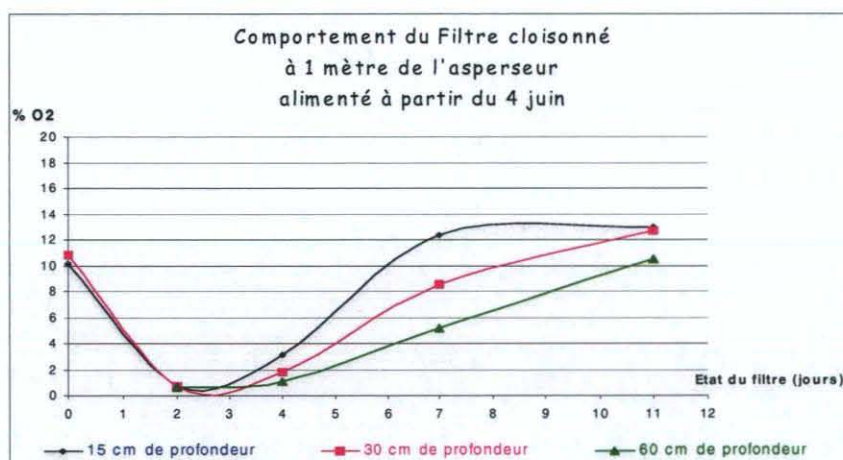


Figure 21 : Evolution de la teneur en oxygène à 1 m des points d'alimentation sur le filtre cloisonné de Saint Romain les Atheux.

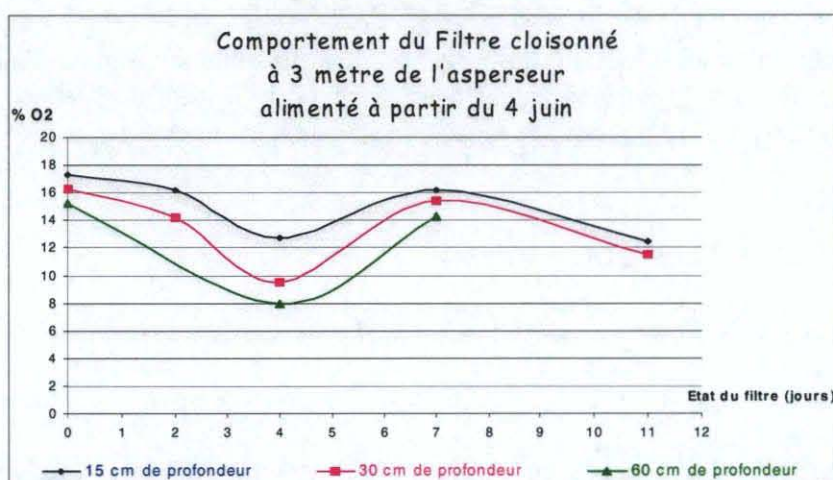


Figure 22 : Evolution de la teneur en oxygène à 3 m des points d'alimentation sur le filtre cloisonné de Saint Romain les Atheux.

On observe alors une chute importante de la teneur en oxygène proche des points d'alimentation en phase d'alimentation, effet moindre à 3 mètres. Le sous dimensionnement de l'aération par rapport aux recommandations, peut expliquer ces chutes importantes du taux d'oxygène dans le système et la récupération non totale en fin de période d'alimentation proche des points d'alimentation. Une comparaison peut être réalisée avec les mesures effectuées par Bolomey (2006) sur la station d'Evieu, correctement dimensionnée en terme d'oxygénation.

- Evieu

Lors des mesures effectuées par Bolomey (2006) la station de 3 ans était chargée à 100 % de sa charge hydraulique et 60 % de sa charge organique. On observe (cf. Figure 23) dans l'ensemble que les profils de teneur en oxygène n'atteignent pas des valeurs aussi basses que celles mesurées sur Saint Romain les Atheux mais sont incontestablement plus basses que celles mesurées sur Burdigues. On observe logiquement, pour un système aéré correctement en sa base, des teneurs plus hautes au fond du filtre qu'en son milieu en période d'alimentation.

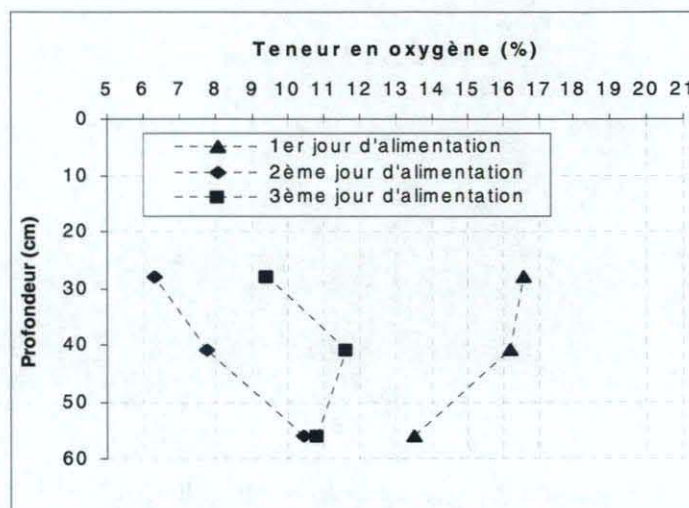


Figure 23 : Profil type mesuré par Bolomey (2006) sur les filtres du premier étage de la station d'Evieu.

Dans l'ensemble Bolomey observait que pour un filtre classique du premier étage (60 cm de hauteur de gravier) l'oxygène descendait à des valeurs de l'ordre de 6 % en oxygène en période d'alimentation et remontait à la saturation après 2 jours de repos.

4.5. Performances épuratoires

L'ensemble des bilans 24 heures effectués sont présentés en annexe. Le lecteur pourra s'y référer pour observer la qualité des eaux à chaque étape de traitement et les charges appliquées. Il est à noter que la quasi totalité des bilans 24 h réalisés concernent des stations âgées de moins de 2 ans.

Dans ce paragraphe seront simplement présentés les résultats relatifs au comportement de chaque étage. Auparavant, compte tenu de l'importance des niveaux de rejets, une présentation de la qualité d'eau obtenue en sortie finale de traitement sera présentée.

Les charges reçues par les stations sont consignées dans le tableau suivant. Il permet de visualiser la variation des charges.

Station	Charge hydraulique		Charge organique (DCO)	
	moyenne	Ecart type	Moyenne	Ecart type
Saint Jean de Lachalm	37 %	3	27 %	5
Douy la Ramée	52 %	2	62 %	5
Arsac en Velay	104 %	36	104 %	27
Guiche	41 %		58 %	
Poulligny Notre Dame	99 %	33	57 % *	16
Antonaves	65 %		28 %	
La Chaulme	47 %		72 %	
Saint Etienne des Champs	84 %		19,5 %	
Valmestroff	104 %		86 %	
Baillou	23 %	5	22 %	12
Pulvérières **	406 %		90 %	

* La charge indiquée ici est légèrement supérieure à celle mentionnée par le SATESE sur le suivi continu (cf. paragraphe 4.2.2.1). Il s'agit dans ce tableau de la charge reçue lors des bilans 24 heures exploités.

** : Le rapport SATESE mentionne que la majorité du flux mesuré en entrée est by-passé. La charge réelle reçue par la station n'est pas définissable. Ce bilan n'est donc pas exploitable.

Figure 24 : Charges reçues en moyenne par les stations lors des bilans 24 heures en % de la charge nominale.

Pour la station de Burdignes, il convient de préciser les charges reçues par le filtre cloisonné et le filtre non cloisonné. Le tableau suivant permet de rendre compte des charges reçues pendant l'ensemble de l'étude et pendant les bilans 24 heures.

	Charge hydraulique		Charge organique (DCO)	
	moyenne	Ecart type	Moyenne	Ecart type
Filtre cloisonné 2007	104 %	36		
Filtre non cloisonné 2007	48 %	12		
Bilans 24 h filtre cloisonné	154 %	23	63 %	10
Bilans 24 h filtre non cloisonné	47 %	18	34 %	12

Figure 25 : Charges reçues par la station de Burdignes sur l'ensemble de l'étude et pendant les bilans 24 h.

En ce qui concerne la station de Saint Romain les Atheux, qui représente le système classique, les charges sont consignées dans le tableau suivant.

	Charge hydraulique		Charge organique (DCO)	
	moyenne	Ecart type	moyenne	Ecart type
Saint Romain les Atheux	137 %	7	61 %	4

Figure 26 : Charge reçues par la station de Saint Romain les Atheux pendant les bilans 24 h.

Pour chacune des stations, l'écart entre la charge hydraulique et la charge organique permet de se rendre compte de l'état de dilution ou non de l'effluent d'entrée.

4.5.1. Qualité des rejets

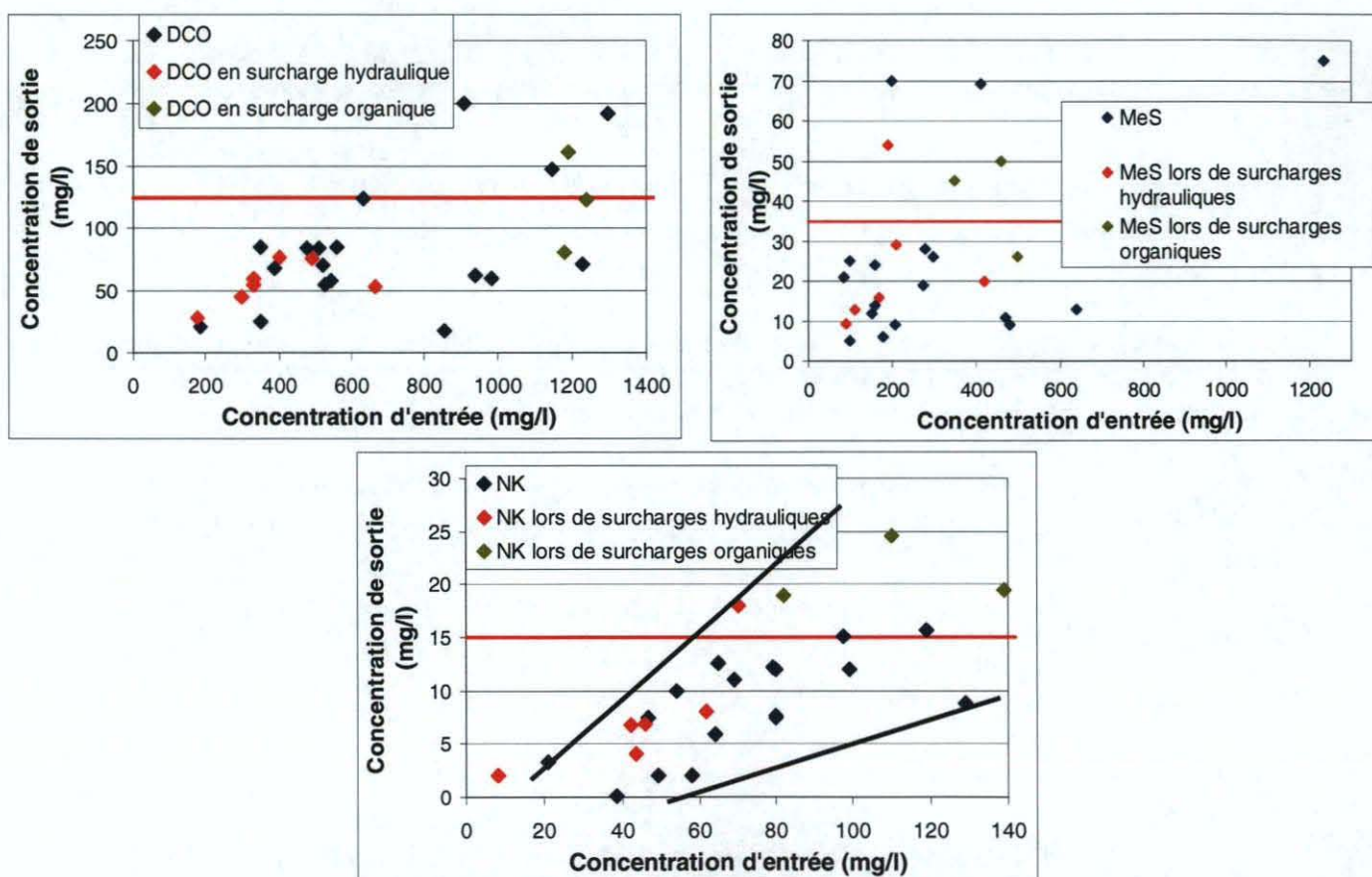


Figure 27 : Relations entre les concentrations d'entrée et de sortie station du Rhizostep® lors des bilans 24 h

On observe sur la Figure 27 que l'on a une disparité entre les concentrations entrantes et sortantes de l'ensemble du procédé. Dans l'ensemble, et cela est tout à fait logique, on observe des concentrations de sortie qui augmentent en fonction de celles d'entrée. Les surcharges hydrauliques observées lors de ces bilans ne compromettent pas les teneurs de sortie étant donné le caractère dilué de l'effluent lors de surcharges hydrauliques. Seules les valeurs de MeS de sortie peuvent être affectées par la surcharge hydraulique (décrochages,

passage préférentiels ... ?). En revanche, les surcharges organiques semblent plus affecter les teneurs de sortie.

Excepté le bilan effectué sur la station de Burdignes avec de fortes concentrations d'entrée non représentatives d'un effluent domestique (DCO de 1296 mg/l, MeS 1236 mg/l, NK 97,4 mg/l), le procédé respecte globalement les niveaux visés par le constructeur. Il faut noter cependant quelques dépassements dans la majeure partie des cas correspondant à des teneurs élevées en entrée. Cependant il faut noter que les concentrations d'entrée de station des collectivités rurales équipées d'un réseau séparatif sont très souvent plus concentrées que la normale en raison d'une consommation d'eau plus faible. En effet, d'après une étude du SATESE 22 sur des stations comprises entre 80 et 320 EqH, les teneurs moyennes observées en entrée de 11 stations lors de bilans 24 h, en temps sec et sur réseaux séparatifs, sont de 1205 mg/l pour la DCO, 452 mg/l pour les MeS et 123 mg/l pour NK (SATESE 22, 2007).

4.5.2. Performances de traitement

Les capacités de traitement du système de la SAUR sont évaluées au regard des bilans 24 heures représentatifs d'un effluent domestique. Ils sont comparés aux connaissances déjà établies sur plus d'une centaine d'installations de dimensionnement classique (Molle et al., 2005 ; Molle et al., 2006 pour l'azote du premier étage de traitement). On notera une différence en terme de population d'échantillon pour la comparaison avec le système classique. A chaque graphique, le nombre de bilan 24h sera noté pour les deux systèmes. Les mesures de référence du système classique correspondent à des charges inférieures à 3 fois le débit de temps sec et des concentrations en DCO d'entrée comprises entre 520 et 1400 mg/l, représentatives de la qualité des eaux issues des petites collectivités.

Les mesures effectuées sur Saint Romain les Atheux sont également indiquées en vert. Pour les bilans effectués sur le procédé Rhizostep®, une différenciation est effectuée pour ceux effectués en surcharge hydraulique (points rouges) de ceux effectués en charge hydraulique inférieure au nominal. La Figure 28 représente les performances obtenues sur le premier étage de traitement et la Figure 29 celles obtenues sur le deuxième étage de traitement.

4.5.2.1. Premier étage

Dans l'ensemble les graphiques ci dessous présentent des performances plus hétérogènes que celles observées par Molle et al., (2005) en ce qui concerne la DCO et les MeS. Pour l'azote les variations sont plus logiques car dépendantes de nombreux facteurs aussi bien en terme de conception de la filière que de sa gestion ou des conditions de charges. Pour la station de Saint Romain les Atheux, on observe que les bilans effectués sont en accord avec les performances déjà établies sur le dimensionnement classique.

Paramètres	Rhizostep	Système classique
DCO	19	34
MeS	17	34
NK	17	22

Tableau 9 : Nombre d'échantillons pris en compte (Bilans 24h) pour le premier étage de traitement.

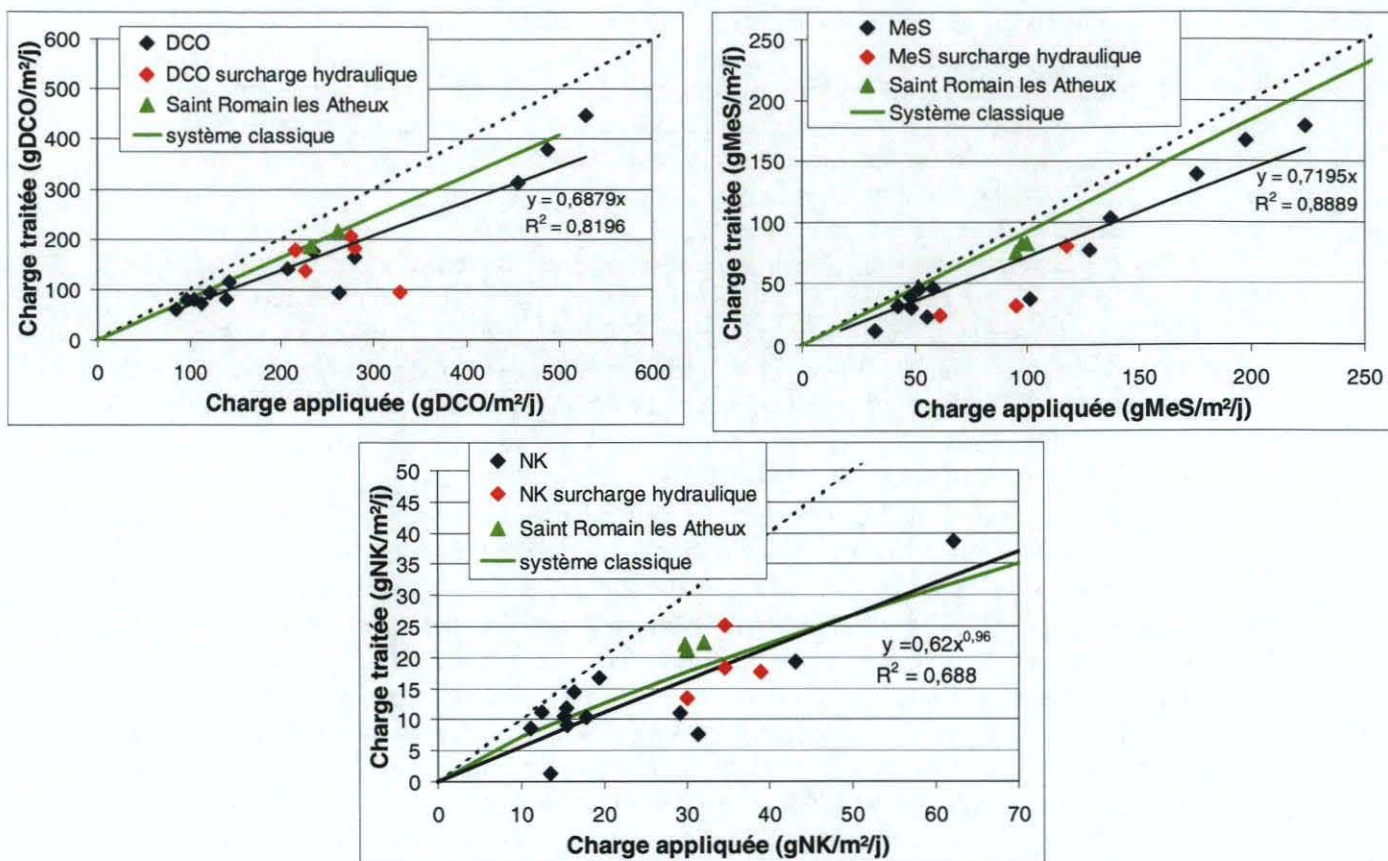


Figure 28 : Courbes de performances du premier étage du Rhizostep® lors des bilans 24 h

- La DCO :

Les performances mesurées sur le paramètre DCO montrent en effet une certaine disparité, non expliquée par les surcharges hydrauliques. Sur les cinq points correspondant à des surcharges hydrauliques, un point seulement conduit à des performances plus faibles que les autres bilans. Il correspond à une surcharge hydraulique de 164 % et organique de 82 % (station d'Arsac en Velay). Un bilan correspondant à des charges similaires (170 % en hydraulique et 70 % en organique) sur la station de Burdignes présente des performances conformes aux autres bilans. De plus un des bilans effectué sur la station de Douy la Ramée pour des charges en dessous du nominal (53 % en hydraulique, 65 % en organique) s'écarte également des autres points.

Au global les rendements observés pour la DCO sont de l'ordre de 69 %, performances plus faibles que celles établies sur le système classique jusqu'à des charges hydrauliques de 0,6 m/j (120 % du dimensionnement SAUR et 160 % du dimensionnement classique). Les lames d'eau journalières, plus fortes dans l'ensemble pour le procédé SAUR, peuvent expliquer cette chute de performances en raison de temps de séjour plus faibles dans le réacteur.

- Les MeS

On retrouve une grande disparité sur les performances liées aux MeS. La Figure 45 en annexe présente l'ensemble des points mesurés. On remarque que l'on a deux points à rendements négatifs lors d'une surcharge hydraulique sur Arsac en Velay et un sur Burdignes en faible charge. Ces rendements négatifs peuvent éventuellement provenir de relargage de MeS lors de

la remise en alimentation d'un filtre après une période de repos. Le graphique de la Figure 28 lié au MeS ne reprend que les bilans positifs en excluant également le bilan de Burdignes lié à un effluent non domestique fortement chargé en MeS. On observe alors des rendements, dans l'ensemble, plus faibles que sur le système classique lié notamment à une variation non négligeable des performances, même en condition de charges inférieures au nominal. Ces variations peuvent être mises en relation avec un encrassement relativement rapide en fines particules du poste d'alimentation du deuxième étage observé sur Burdignes lors des campagnes de mesures (aussi bien Cemagref que du SATESE).

- L'azote

La Figure 46 en annexe présente l'ensemble des points obtenus sur l'azote Kjeldhal en incluant un rendement négatif observé sur la station de Douy la Ramée pour des charges inférieures au nominal.

La disparité observée sur l'azote, paramètre plus sensible aux conditions d'alimentation, de charge, à la conception ... est tout à fait similaire à ce que l'on observe sur le système classique lorsque l'on prend en compte plusieurs stations. Les performances observées ici sont tout à fait comparables à celle mesurées sur des systèmes classiques.

4.5.2.2. Deuxième étage

Pour le deuxième étage le nombre d'échantillons pris en compte dans l'évaluation des performances est consigné dans le tableau suivant.

Paramètres	Rhizostep	Système classique
DCO	18	28
MeS	18	28
NK	18	37

Tableau 10 : Nombre d'échantillons pris en compte (Bilans 24h) pour le deuxième étage de traitement.

La Figure 29 indique les courbes de performances des filtres du deuxième étage de traitement.

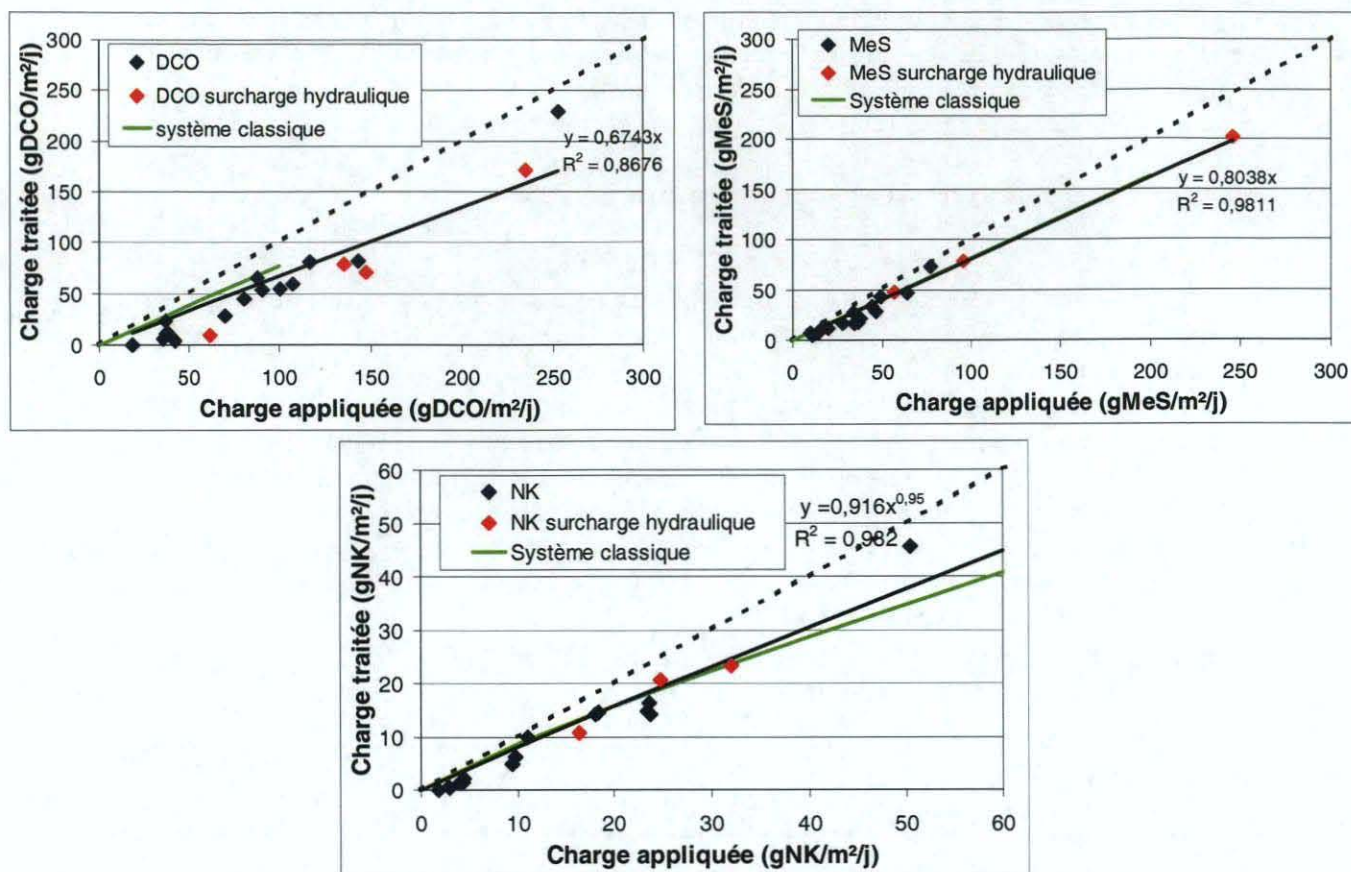


Figure 29 : Courbes de performances du deuxième étage du Rhizostep® lors des bilans 24 h

- DCO

Les performances sont en moyenne similaires à celles observées sur le système classique. Comme au premier étage, une hétérogénéité des performances sur ce paramètre est observée. D'après Molle et al., (2005), la charge hydraulique a un impact visible sur les performances de cet étage de traitement. Ce qui pourrait expliquer les hétérogénéités compte tenu de la charge hydraulique supérieure (0,6 m/j) avec le dimensionnement SAUR. Cependant si on observe l'évolution du rendement en fonction de la charge hydraulique (cf. Figure 30) on observe plus de variations pour de faibles charges hydrauliques correspondant également à de faibles charges organiques. Pour chaque gamme de charge (hydraulique et organique) les rendements peuvent varier de 20 points confirmant cette hétérogénéité.

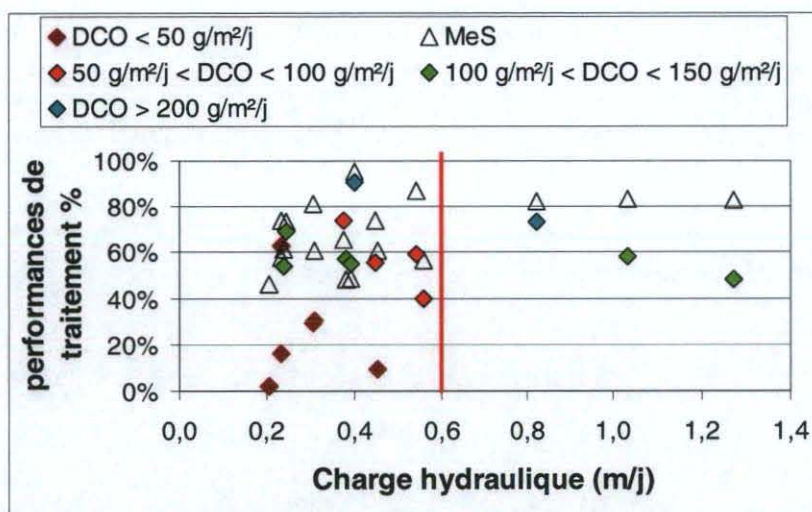


Figure 30 : impact de la charge hydraulique sur les rendements épuratoires du deuxième étage.

La faible couche de sable utilisée à cet étage et les court circuits éventuels de cette fine couche, peuvent être une explication de ce phénomène. Sur Pouligny Notre Dame où la couche de sable était de 50 cm à l'origine puis 30 cm (après un curage en 1997 pour cause de colmatage accéléré d'après le SATESE 36), si les rendements ne peuvent être établis sur cet étage (pas de prélèvement entre les deux étages) les valeurs moyennes de sortie sont généralement inférieures à 60 mg/l de DCO.

- MeS et Azote Kjeldhal

En ce qui concerne les performances sur les MeS et la nitrification, les valeurs apparaissent ici bien plus homogènes et parfaitement calées sur les performances observées sur le système classique.

4.5.3. Performances globales

Les performances globales ont été évaluées au regard d'un nombre d'échantillons sensiblement différent entre les deux systèmes.

Paramètres	Rhizostep	Système classique
DCO	27	86
MeS	25	86
NK	25	86

Tableau 11 : Nombre d'échantillons pris en compte (Bilans 24h) pour la filière globale.

Dans l'ensemble, les courbes de performances révèlent une hétérogénéité du traitement principalement sur la DCO. Pour la nitrification, les courbes sont parfaitement calées sur celles mesurées sur le système classique. Sur la base des résultats obtenus, on peut estimer le niveau de sortie pour une station à sa charge nominale en considérant un rejet de 150 litres, 120 g de DCO et 12 g de NK par EqH et par jour, soit des concentrations de 800 mg/l de DCO et 80 mg/l de NK. Dans ces conditions le niveau moyen de sortie serait de 81 mg/l et 8,4 mg/l pour respectivement la DCO et l'azote Kjeldhal. Ces niveaux de rejet, bien que

légèrement supérieurs à ceux du système classique, sont tout à fait acceptables et permettent de respecter le niveau D4.

La plus grande dispersion des points par rapport au système classique traduirait une difficulté supérieure à stabiliser les niveaux de rejets. D'après les courbes obtenues à chaque étage, on peut en tout état de cause craindre de ne pas respecter le niveau D4 et une bonne nitrification pour des concentrations élevées (1200 mg/l de DCO) en entrée station, bien que les rendements atteints restent élevés (90% pour la DCO).

Les rendements globaux, sur l'ensemble de la station, mesurés sur site, confirment ces commentaires bien que les performances apparaissent plus stables (cf. Figure 31) car lissées sur l'ensemble des étages.

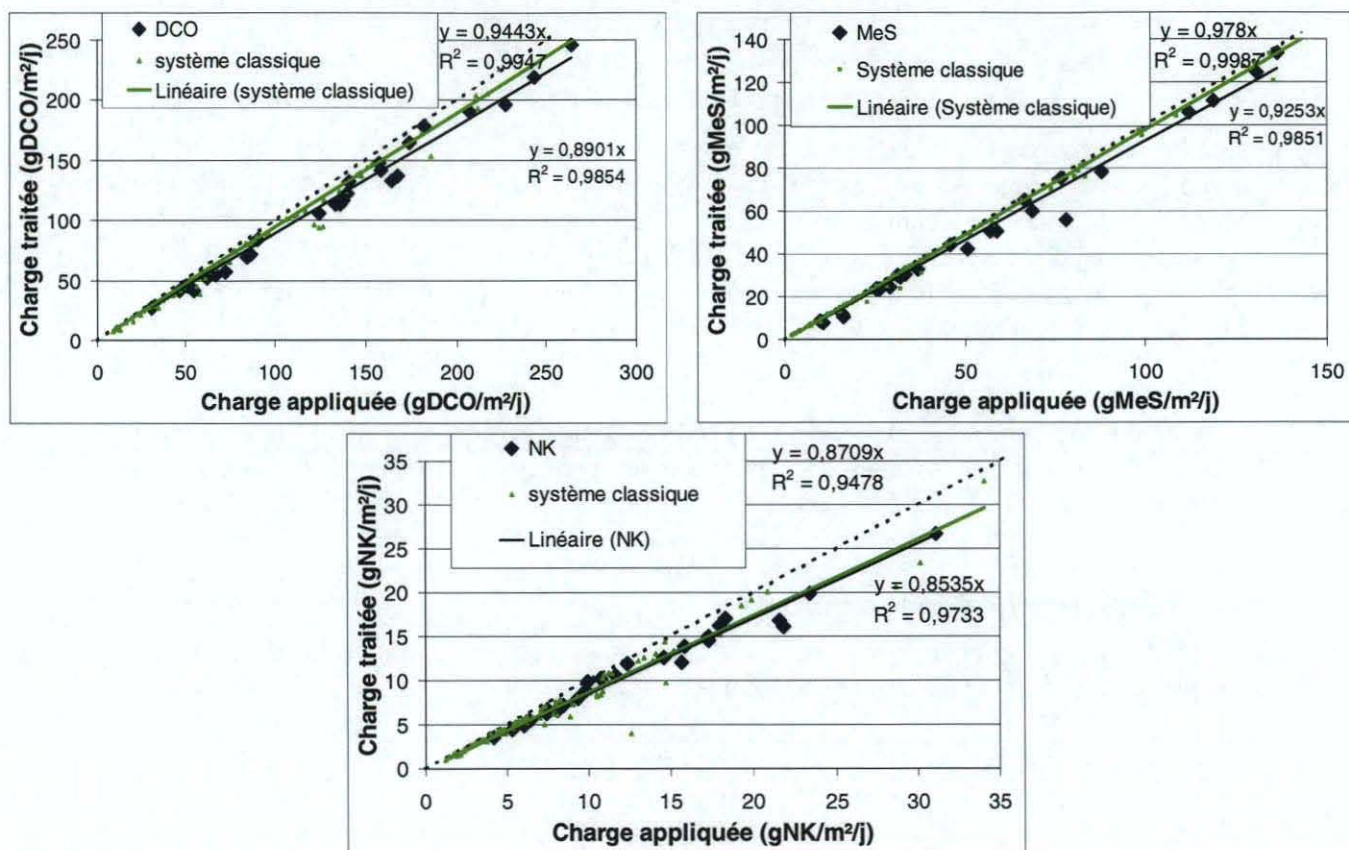


Figure 31 : Courbes de performances de l'ensemble des filtres en fonctionnement (1^{er} et 2nd étage) du Rhizostep® lors des bilans 24 h

4.6. Problématique hydraulique

4.6.1. Courbes de drainage

L'étude des courbes de drainage permet d'apprécier l'évolution des écoulements dans le temps. Ces écoulements vont dépendre de nombreux facteurs comme la hauteur et la texture des boues, la température, la taille et la densité des roseaux ainsi que des facteurs liés aux conditions d'alimentation comme l'humidité au sein des filtres. L'ensemble rend délicat l'interprétation de ces courbes qui résultent de l'ensemble de ces paramètres. Afin de comparer correctement les courbes de drainage, les bâchées sélectionnées pour l'étude (cf. paragraphe 3.3.1) devaient :

- Résulter d'une période de temps sec
- Avoir eu 3 heures de repos (± 30 mn) depuis la bâchée précédente.
- Pour une comparaison sur du long terme, seule les bâchées du 3^{ème} jour d'alimentation ont été prises en compte.

- Premier étage

Au cours d'une semaine d'alimentation, les courbes de drainage évoluent dans le temps avec l'humectation du milieu et l'augmentation du dépôt. La Figure 32 montre l'évolution classique de courbes de drainage au cours d'une semaine d'alimentation. La courbe a tendance à s'aplatir et posséder une courbe de traînée de plus en plus longue au fil du temps. La baisse des vitesses d'infiltration et l'augmentation de la diffusivité de l'eau dans le système en sont la cause.

La Figure 33 est représentative d'un autre type de comportement hydraulique. Si le premier jour d'alimentation le drainage a une allure classique, les jours suivants montrent un drainage quasi continu et stable dans le temps, synonyme d'un flaquage prolongé en surface du filtre. La répétition dans le temps de ce style d'écoulement nuit au renouvellement de l'oxygène par la surface et peut, dans ces conditions, conduire à un passage en anaérobie du filtre, du moins de la couche de dépôt saturée en eau.

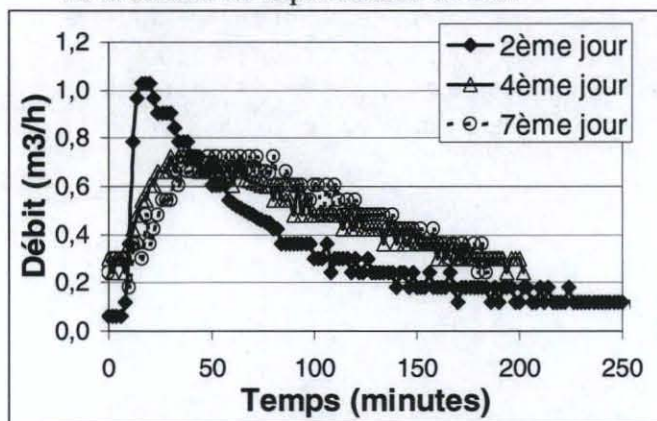


Figure 32 : Courbes de drainage du filtre non cloisonné en Mai 2006.

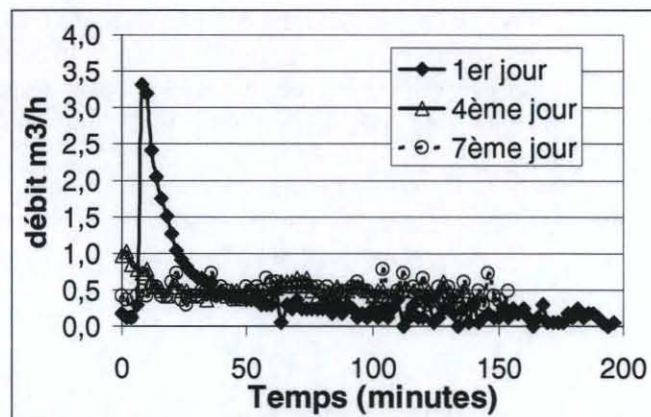


Figure 33 : Courbes de drainage du filtre non cloisonné en Mai 2007.

Le premier point qui peut être comparé à un système classique (Gamet, 2004) est la valeur de débit maximal. Cette valeur, dépendante de la vitesse d'infiltration doit être ramenée à la surface du filtre pour toute comparaison avec un autre système. Sur Burdignes les valeurs montent au maximum vers $3 \text{ m}^3/\text{h}$ et atteignent rapidement des valeurs de $1 \text{ m}^3/\text{h}$ voire moins.

Ramené à la surface de 45 m², cela correspond à des débits par unité de surface compris entre 0,01 et 0,067 m/h. Laure Gamet (2004) sur des filtres de 1 an de fonctionnement obtenait des valeurs comprises entre 0,21 et 0,46 m/h soit des valeurs 10 à 20 fois supérieures. Alors que de même ancienneté, les filtres ne se comportent pas du tout de la même manière. La croissance des boues plus importante sur le procédé SAUR que sur le procédé classique peut expliquer ce phénomène.

Le flaquage quasi permanent observé en 2007 sur la station de Burdignes conduit donc à des temps de séjour apparent différents entre les 2 années. La première année des temps de 5 à 30 mn sont mesurés contre 50 à 80 mn la deuxième année comme le montre la Figure 34.

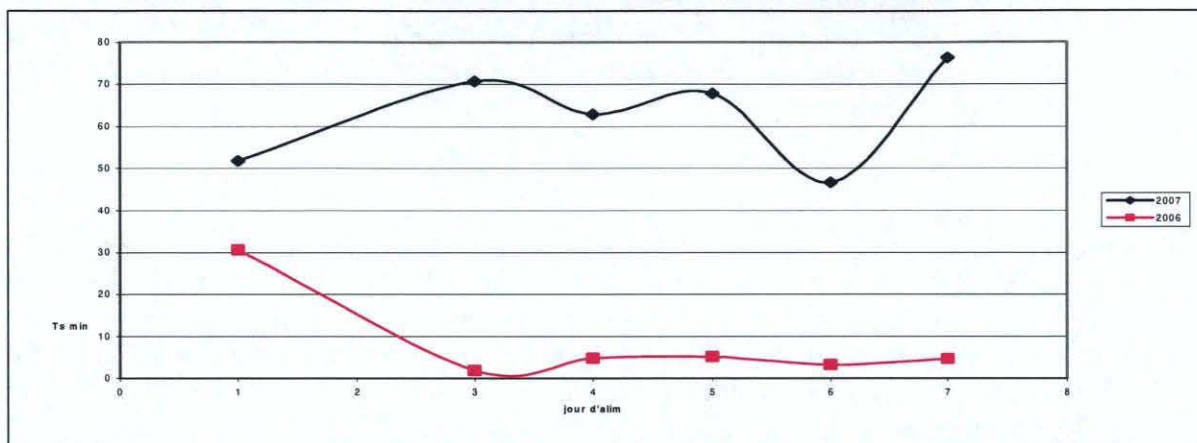


Figure 34 : évolution du Ts apparent au cours d'une période d'alimentation en 2006 et 2007

A titre de comparaison les temps de séjour apparents mesurés sur un système classique oscillent entre 15 et 20 mn.

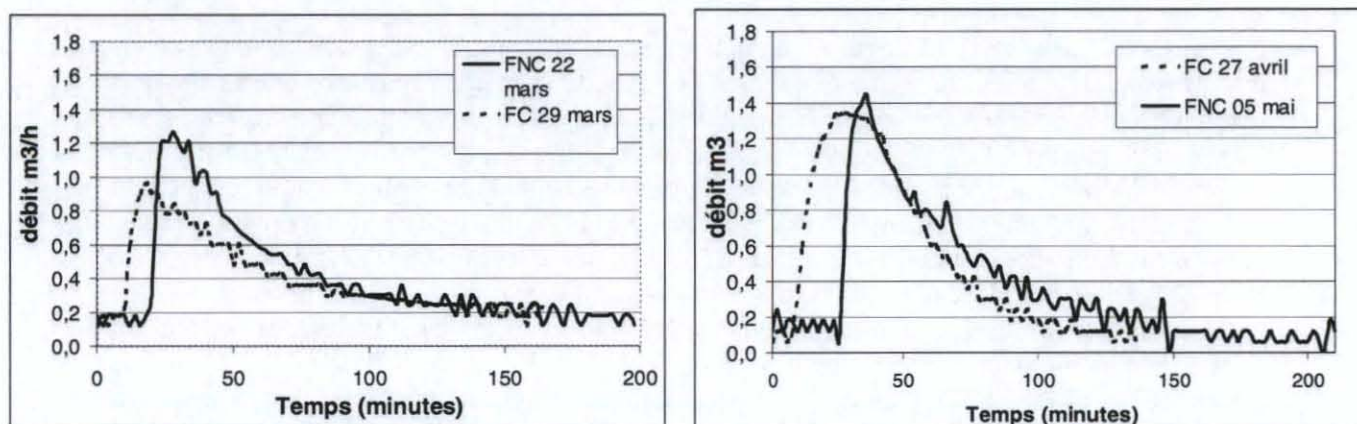
Pris au troisième jour d'alimentation, le temps de séjour apparent du premier étage du filtre non cloisonné de la station de Burdignes augmente constamment dans le temps, reflétant la baisse progressive des vitesses d'infiltration. Une amélioration est observée lors de la période végétative comme le montre la Figure 35 en raison du rôle mécanique des roseaux (Molle et al., 2006).



Figure 35 : évolution du Ts apparent sur le filtre non cloisonné de Burdignes.

La question, qui ne peut être tranchée dans le cadre de cette étude compte-tenu du maintien des performances épuratoires et de la bonne aération du filtre jusqu'à présent, est de savoir si cette baisse en période hivernale va continuer au fil du temps, avec quelle ampleur et si oui, à partir de quel moment cette baisse des vitesses d'infiltration portera préjudice à l'activité biologique. Cette baisse des vitesses d'infiltration a en revanche une conséquence directe sur l'acceptation des surcharges hydrauliques comme on le verra par la suite.

La différence d'écoulement entre le filtre cloisonné et non cloisonné peut être visualisée sur la Figure 36. Il apparaît que les drainages sont relativement similaires. Les débits maximums légèrement plus faibles pour le filtre cloisonné sont la résultante d'une infiltration freinée par la hauteur de dépôt plus importante (cf. paragraphe 4.2.2.1) et favorisée par une charge hydraulique plus forte permettant d'augmenter la hauteur de flaquage et donc la pression de l'eau à la surface de filtre.



FC : Filtre Cloisonné ; FNC : Filtre Non Cloisonné

Figure 36 : Courbes de drainage des filtres cloisonné et non cloisonné du premier étage de Burdignes en 2007

- Deuxième étage

Au deuxième étage, les courbes de drainage montrent un écoulement très rapide que ce soit sur le filtre cloisonné ou non cloisonné. La faible hauteur de sable couplée à l'absence de dépôt permet en effet des vitesses de drainage maximales de l'ordre de 0,6 m/h représentatives d'un très bon drainage. Aucune évolution significative n'a été observée au cours de l'étude.

4.6.2. Limites hydrauliques

Les vitesses d'infiltration relativement faibles observées au premier étage ne sont pas problématiques vis à vis du traitement tant que l'oxygène est suffisant dans les couches biologiquement actives du filtre. Si le risque majeur provient d'une dégradation des conditions d'oxygénation de la couche de boues (saturées), les couches de gravier sous-jacentes sont, après 2 ans de fonctionnement dont 6 mois à charge proche du nominal pour les filtres cloisonnés, très bien oxygénées. De plus, aucune dégradation du traitement n'a été

observée sur la station au cours de l'étude jusqu'à des charges hydrauliques de 170 % de la charge nominale.

En revanche, la baisse des capacités d'infiltration peut poser un problème sérieux lors de la présence de réseaux unitaires ou de réseaux pseudo séparatifs. En effet, compte tenu des surfaces mises en jeu les charges hydrauliques nominales sont déjà de 50 cm/jour sur le premier étage et de 75 cm/j sur le deuxième étage en temps sec. Une faible surcharge hydraulique peut donc poser des problèmes de flaquages pouvant d'une part, provoquer un débordement et d'autre part, une diminution des phénomènes de diffusion d'oxygène dans les couches biologiquement actives.

Ce problème a été observé le lundi 14 mai 2007, où un fort épisode pluvieux (74 mm/j) s'est produit sur Burdignes, nécessitant la fermeture de la station. A notre arrivée, le filtre cloisonné alors en alimentation, était sur le point de déborder. De 9 h 00 à 14 h 30 (heure à laquelle l'arrêt de la station a été réalisé), il est passé près de 26,5 m³ d'eau. Sur cette période le filtre cloisonné a donc reçu 5 fois le débit de temps sec, débit non compatible avec un tel dimensionnement.

Les surfaces utilisées et le dépôt organique en partie responsables des faibles infiltrations discutées préalablement ne permettent pas à ce procédé la même robustesse que le système classique qui peut encaisser assez facilement des charges de 5 fois le débit de temps sec (Molle et al., 2006)

Il semble donc que ce procédé doive impérativement faire l'objet d'une adaptation conséquente du dimensionnement, voire de la périodicité du rythme d'alimentation-repos, dans le cas d'un réseau unitaire. En réseau séparatif, une attention particulière doit être prise pour s'assurer de la réelle absence d'eaux pluviales que ce soit d'infiltration ou de connections de toitures. En fonctionnement gravitaire, un by-pass en entrée station est généralement calé pour l'acceptation du débit de pointe de l'ordre de 3 fois le débit moyen de temps sec. Dans de telles conditions, en cas de connections de toitures sur le réseau séparatif, des débits de 3 fois le débit de temps sec (voire plus compte tenu de la précision des by-pass) peuvent entrer dans la station. De tels événements pourraient avoir des conséquences notables sur la pérennité de l'ouvrage.

5. Conclusion

L'étude de la station de Burdignes, en service depuis août 2005, permet d'appréhender les performances atteignables avec ce dimensionnement ainsi que les contraintes qui peuvent peser sur son choix tant en terme de domaine d'application que de gestion. En effet, le dimensionnement réduit ($1 \text{ m}^2/\text{EqH}$ au total) par rapport au système classique induit des conditions de fonctionnement plus proches des limites hydrauliques et organiques du système. Les contraintes qui en découleraient doivent alors être connues pour gérer au mieux ce type d'installation. Cependant, compte tenu de la durée d'observation et de l'âge de la station, l'étude ne peut juger du comportement à long terme du dimensionnement du procédé Rhizostep®

Cette étude est le résultat de deux ans de suivi sur la station de Burdignes (42) sur laquelle un cloisonnement a été réalisé en Novembre 2006 (après 14 mois de fonctionnement) afin de se mettre dans des conditions de charges nominales pendant la période hivernale, la plus défavorable pour ce type de système.

Les éléments qui ressortent de cette étude peuvent être résumés en différents points :

- Gestion du système :

Au cours de la période de démarrage, les bases de dimensionnement retenues induisent des charges non négligeables pour un système dont le développement végétatif n'est pas achevé. Cette période critique pour l'ensemble des filtres plantés de roseaux à écoulement vertical alimentés en eaux usées brutes est, dans le cas du Rhizostep, une période à suivre attentivement. SAUR préconise, pour cette période, de faire une scarification régulière (une à 2 fois par semaine) pour favoriser l'infiltration des eaux, jusqu'à un développement suffisant des roseaux pour garantir la bonne infiltration.

En terme de gestion, la croissance de la hauteur de dépôt à la surface des filtres du premier étage est plus rapide que sur le système classique. Au regard de l'expérience de Pouligny Notre Dame et de Burdignes, il s'agit d'un facteur 2,5 environ. Il faut par conséquent compter sur une fréquence de curage plus élevée que sur le système classique.

Aussi, SAUR apporte son assistance technique au maître d'ouvrage durant les deux premières années d'exploitation (scarification, formation du personnel, sensibilisation de la collectivité au fonctionnement de la station) et si nécessaire lors du curage des boues.

- L'oxygénation :

Les mesures d'oxygène réalisées à charge nominale, en deuxième année d'étude, révèlent que le plancher aérant est efficace pour maintenir de bonnes conditions d'aération dans les couches filtrantes du massif. L'aération par le fond engendre des teneurs plus élevées dans le gravier que le système classique. L'accumulation de la matière organique et le développement de la biomasse dans les premiers centimètres du gravier du premier étage consomment en revanche de l'oxygène pendant les phases de repos, en conséquence de quoi, le filtre ne remonte pas à la saturation en oxygène à 15 cm de profondeur lorsque le filtre est à une charge proche du nominal. La teneur reste cependant suffisamment haute ($> 10 \%$) pour assurer des conditions aérobies dans le gravier.

La durée limitée de l'étude n'a pas permis de vérifier si ces apports d'oxygène plus élevés seront toujours suffisants pour permettre la minéralisation poussée de la couche de boues et des matières organiques.

- Les matériaux calcaires

Les mesures réalisées sur Burdignes indiquent une dissolution du matériau, sur les deux premières années, variant entre 0,5 à 2,8 % de la masse de matériau dissoute par an suivant l'étage de traitement et la charge hydraulique appliquée. Si aucune conséquence de cette dissolution n'a été observée sur les deux premières années de fonctionnement de la station de Burdignes, rien ne permet pour l'instant de savoir si cette dissolution posera des problèmes hydrauliques et le cas échéant quand.

L'effet spécifique des matériaux calcaires sur les performances de nitrification n'a pas été observé dans les conditions de charge testées lors de l'étude. En revanche son effet tampon dans le cas d'eaux fortement acidifiées par la nitrification est certain.

Dans le cas d'activités non domestiques susceptibles de rejeter des effluents acides, une réflexion sur le choix des matériaux doit être envisagée pour garantir le fonctionnement pérenne de l'installation.

- La capacité d'infiltration

L'étude des courbes de drainage permet de faire ressortir, sur la durée de l'étude, une diminution progressive des vitesses d'infiltration sur les filtres du premier étage. Même si les roseaux ont un rôle positif sur l'infiltration en période végétative, on observe une baisse continue dans le temps avec l'augmentation des dépôts. Lors de la deuxième année, au troisième jour d'alimentation, l'effet des bâchées en sortie des filtres du premier étage n'est quasiment plus visible. Ceci conduit par conséquent

- à une diminution de l'oxygénation par la surface sans nuire à l'oxygénation du massif filtrant.
- à une limitation hydraulique des charges admissibles.

En effet compte tenu du dimensionnement réduit et de l'accumulation plus rapide de la hauteur de dépôt, ce procédé ne peut être appliqué pour des réseaux unitaires ou comportant des eaux claires parasites avec le dimensionnement actuel.

L'expérience de Burdignes montre qu'en l'état actuel des connaissances, une limitation épisodique à 170 % de la charge hydraulique journalière est acceptable. Cela signifie, compte tenu du réglage des by-pass en entrée station pour accepter les coefficients de pointe, qu'il faut s'assurer que le réseau soit strictement séparatif : une attention particulière devra être apportée aux branchements des eaux de toitures.

L'augmentation de la fréquence d'alternance (3-4 jours) est probablement de nature à atténuer les conséquences liées à l'hydrodynamique et à l'oxygénation de la couche de boues sans préjuger d'éventuels effets négatifs.

- Les performances épuratoires

Les courbes de performances obtenues sur le Rhizostep montrent que pour un effluent classique (150 l/EqH, 120 g DCO/EqH, 12 g NK/EqH ...) le niveau de rejet D4 est respecté y compris la nitrification poussée.

Pour des effluents concentrés (1200 mg DCO/l sur bilans 24 h) des dépassement du niveau D4 ont pu être observés malgré des rendements de l'ordre de 90 % sur la DCO.

Bibliographie :

Agence de l'eau RM&C (2005). Epuration des eaux usées par filtres plantés de macrophytes : Recommandations techniques pour la conception et la réalisation. <http://www.lyon.cemagref.fr/qe/epuration/Guide-Macrophytes.pdf>

Antoniou P., Hamilton J., Koopman B., Jain R., Holloway B., Lyberatos G. & Svornos, (1990). Effect of temperature and pH on the effective maximum growth rate of nitrifying bacteria. *Water Research*, vol 24, n° 1, pp 97-101.

Bolomey G. (2006). Optimisation de systèmes de filtres plantés à écoulement vertical et d'infiltration-percolation par analyse de gaz. Stage Cemagref.

El Mossaoui M. (2001). "L'infiltration-percolation en traitement des eaux usées. Etude des performances et adaptation du procédé". Thèse, Fondation Universitaire Luxembourgeoise. pp 226

Gamet L. (2004). Performances hydrauliques et épuratoires des filtres plantés de roseaux en phase de démarrage. Stage Cemagref.

Goraj V. (2006). Etude du comportement de différents types de sable en infiltration percolation. Stage Cemagref.

Henze M., Harremoës P., Jansen J-L.C. & Arvin E., (1995). Wastewater treatment: biological and chemical processes. Edition Springer-Verlag

MAGE 42 (2007). Les filtres plantés de roseaux : Eléments de diagnostic. Octobre 2007, 34p.

Meauxsoone D. (2004). Comparaison in situ du comportement hydraulique de six filtres à garnissage différents. Stage Cemagref.

Ménoret C. (2001). Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane. Thèse université Montpellier II – Cemagref.

Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G., Iwema A. (2005) How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Wat. Sci. & Tech.* Vol 51, n°9, pp 11-21.

Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A. (2006a). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overload. *Wat. Res.* 40 (6) pp 606-612.

Molle P., Prost-Boucle S., Dong Z., Liénard A. (2006b). Potential of total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: Full scale experiment study. In 10th international conference on wetland systems for water pollution control. Lisbon, Portugal.

SATESE 22 (2007). Caractéristiques des eaux usées en entrée de petits dispositifs d'épuration en Côtes d'Armor en période sèche. Présentation aux Journées Techniques ARSATESE Loire Bretagne, MOULINS, le 24 mai 2007

Siegrist H. & Gujer W., (1987). Demonstration of mass transfer and pH effects in a nitrifying biofilm *Water Research*, vol 21, n° 12, pp 1481-1487.

Szwerinski H., Arvin E. & Harremoës P., (1986). pH-Decrease in nitrifying biofilms. *Water Research*, vol 20, n° 8, pp 643-649.

Torrems A., Molle P., Boutin C., Salgot M., (2006a) Association of Stabilization Ponds and Intermittent Sand Filters: an appropriate wastewater treatment system for small communities. 7th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems 7-10 Mars 2006, Mexico.

Torrems A., Molle P., Boutin C., Salgot M., (2006b). Upgrading Pond effluent with vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters: Comparison of performances and hydraulic behaviour. In 10th international conference on wetland systems for water pollution control. Lisbon, Portugal.

Villermaux J. (1993). Génie de la réaction chimique. Conception et fonctionnement des réacteurs. Ed. Tec. & Doc. 448p.

Wanko A. (2005). Etude des mécanismes de transfert et évolution des capacités d'oxygénation et de traitement des dispositifs de traitement par cultures fixées sur supports granulaires fins alimentés en discontinu - Développement d'un modèle de biodégradation".Thèse de l'Université Louis Pasteur, Strasbourg. pp 223

Annexes

Oxygénation

Profils réalisés en 2006 sur Burdignes

Les mesures réalisées en 2006 ne concernent que des filtres non cloisonnés.

Premier étage

Teneur en oxygène à 20 cm dans les filtres du premier étage pendant 7 jours d'alimentation et 3 jours de repos (rappel des charges : 30 % en organique).

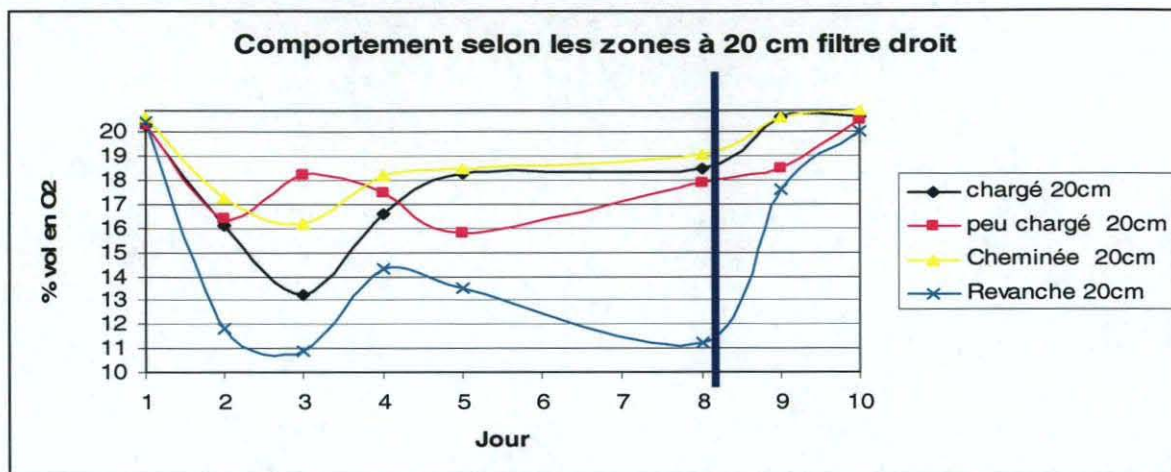


Figure 37 : Profils en oxygène du filtre non cloisonné du premier étage (2006)

Teneur en oxygène à 20 cm dans les filtres du premier étage pendant 7 jours de repos et 3 jours d'alimentation (rappel des charges : 30 % en organique).

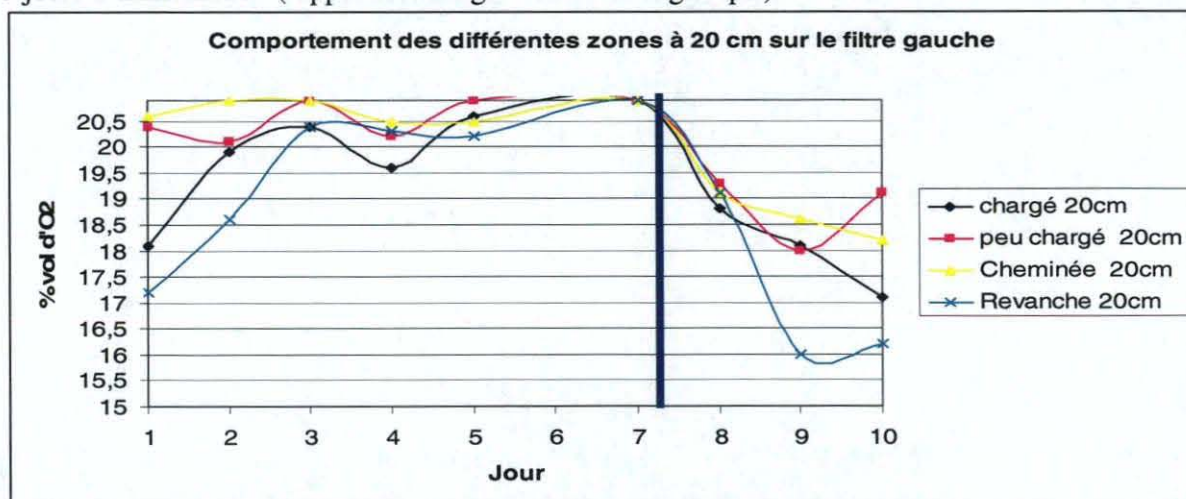


Figure 38 : Profils en oxygène du filtre non cloisonné du premier étage (2006)

Deuxième étage

Teneur en oxygène à 20 cm dans les filtres du deuxième étage pendant 7 jours d'alimentation et 3 jours de repos (rappel des charges : 30 % en organique).

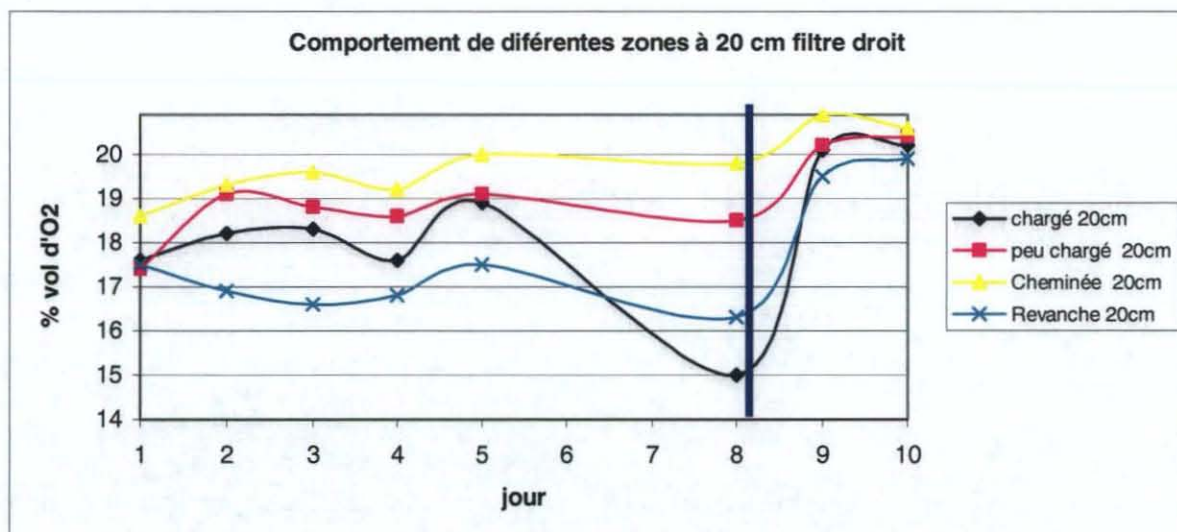


Figure 39 : Profils en oxygène du filtre non cloisonné du deuxième étage (2006)

Teneur en oxygène à 20 cm dans les filtres du deuxième étage pendant 7 jours de repos et 3 jours d'alimentation (rappel des charges : 30 % en organique).

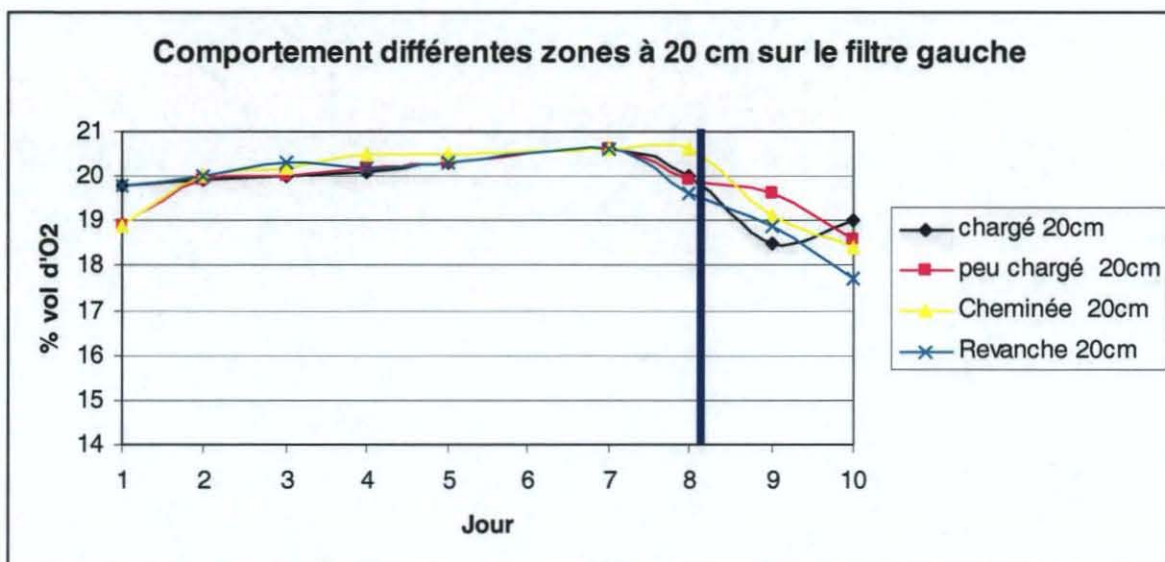


Figure 40 : Profils en oxygène du filtre non cloisonné du deuxième étage (2006)

Profils réalisés en 2007 sur Burdignes *Premier étage*

■ Filtre non cloisonné

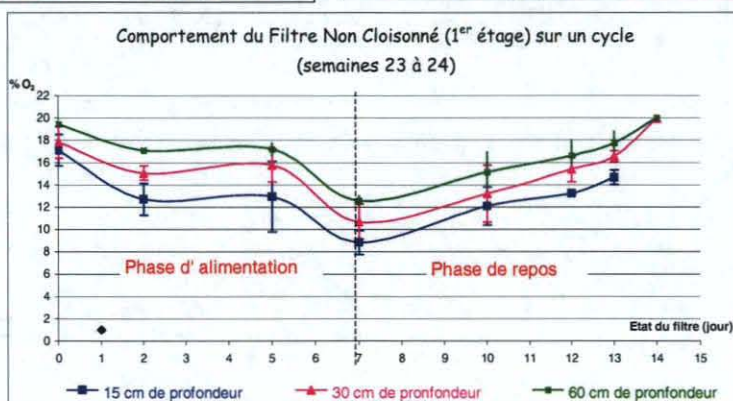
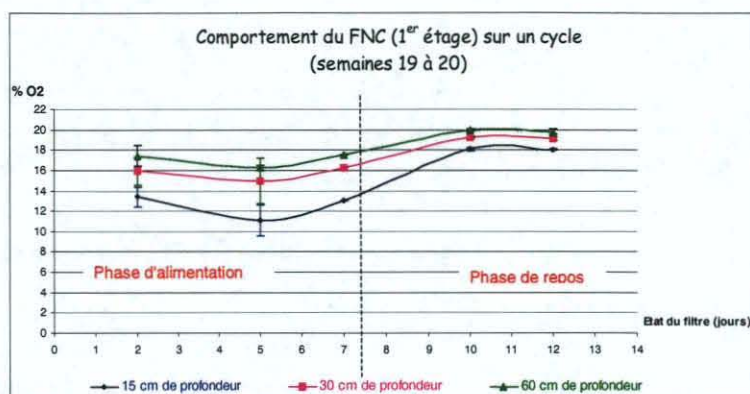
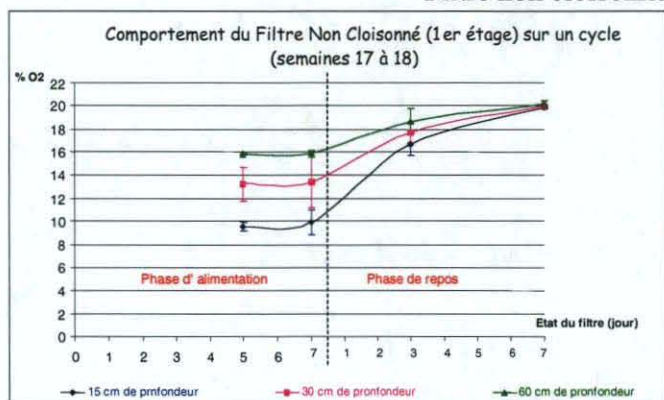


Figure 41 : Profils en oxygène du filtre non cloisonné du premier étage

■ Filtre cloisonné

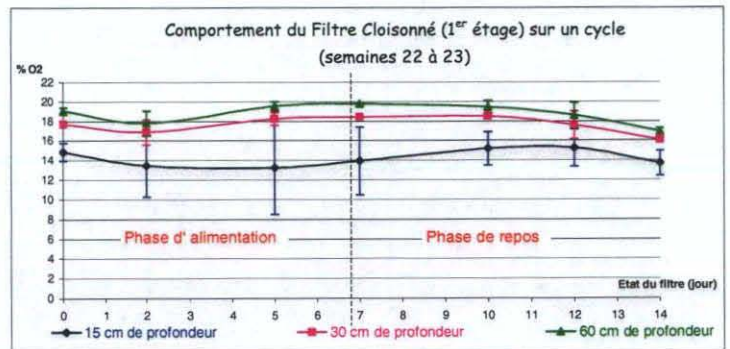
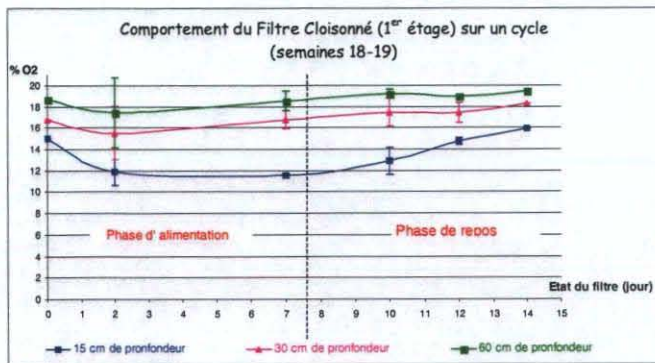


Figure 42 : Profils en oxygène du filtre cloisonné du premier étage

Deuxième étage

■ Filtre non cloisonné

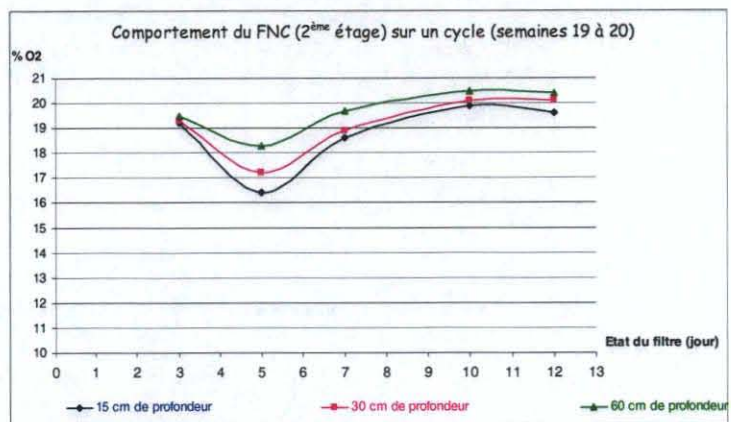
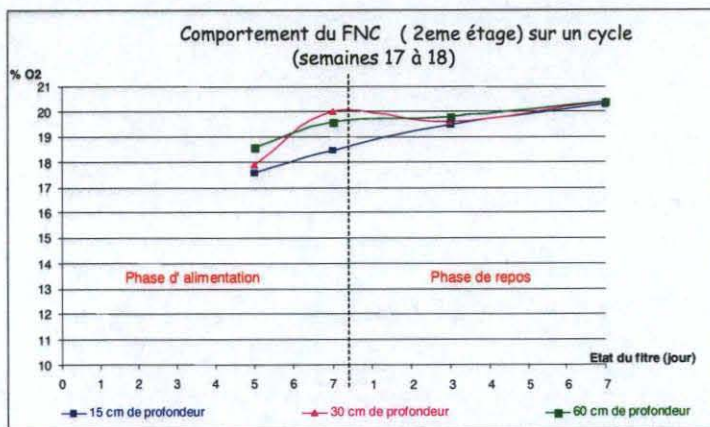


Figure 43 : Profils d'oxygène du filtre non cloisonné du deuxième étage

■ Filtre cloisonné

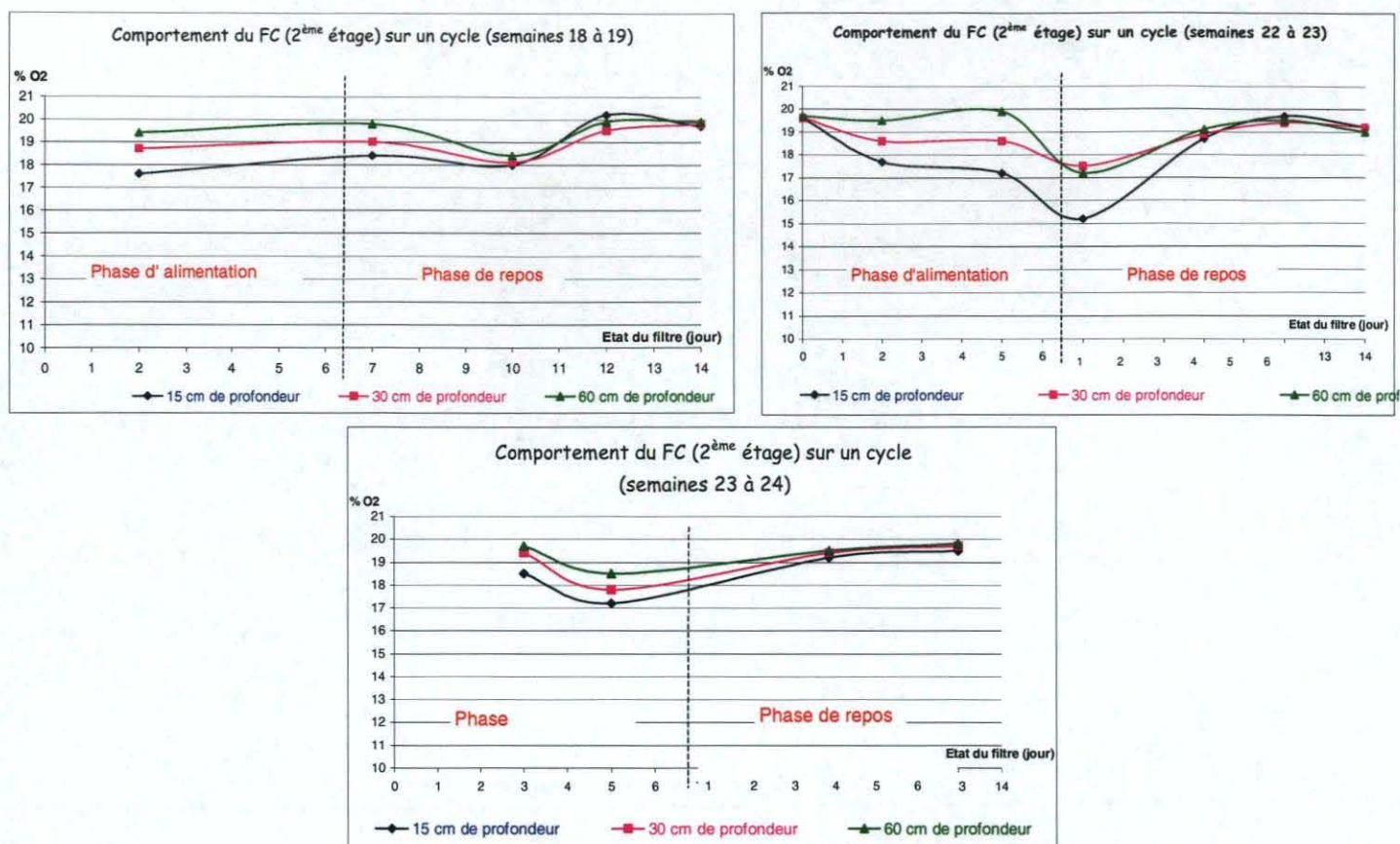


Figure 44 : Profils en oxygène du filtre cloisonné du deuxième étage

Performances épuratoires

Courbes de performances des filtres du premier étage de la filière Rhizostep®.

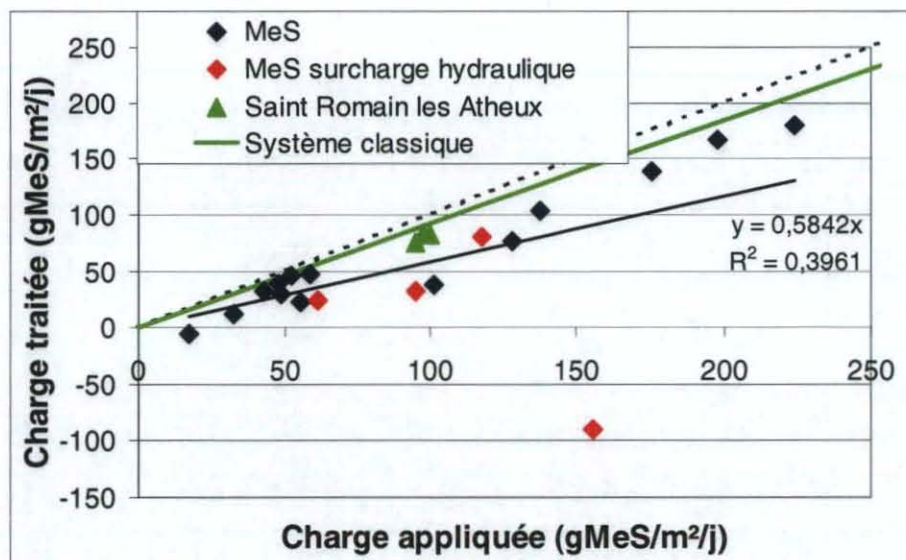


Figure 45 : Courbe des performances liée aux MeS

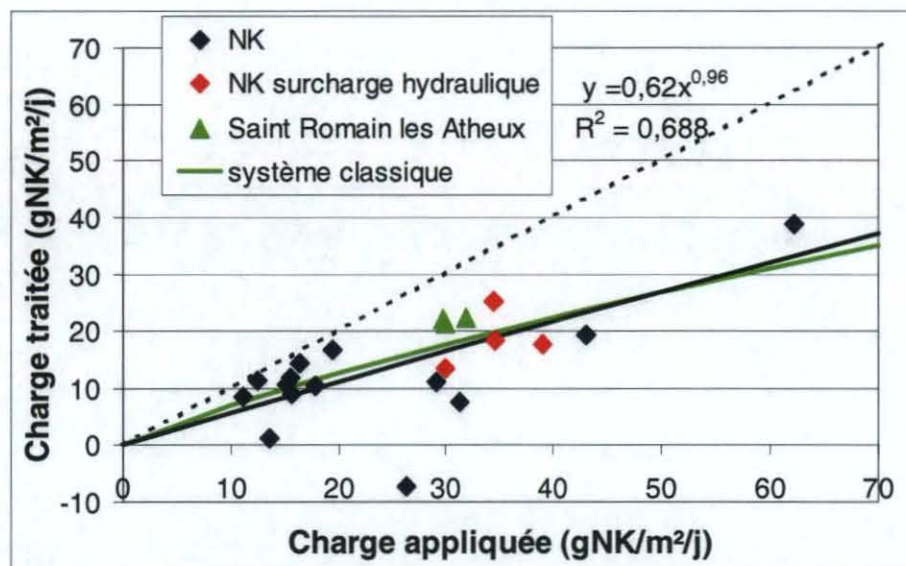


Figure 46 : Courbe des performances liées au NK

date	station	Bilans	charge hydrau			entrée					Concentrations sortie étage 1				charhe hydrau m/j	2ème étage			
			Débit m ³	m/j	% nominal	DCO	NK	MeS	DBO	DCO/DBO	DCO	NK	MeS	DBO		DCO	NK	MeS	DBO
17/7/07	Saint jean de Lachalm	SATESE	10,7	0,19	39%	633	79,3	300	240	2,64	148	18,3	61	32	0,24	124	12,2	26	20
18/7/07	Saint jean de Lachalm	SATESE	9,4	0,17	34%	560	64,7	280	200	2,80	87	14,2	52	22	0,21	85	12,6	28	
20/9/05	Douy la Ramée	SATESE	18,75	0,25	50%	940	54	208	450	2,09	235	49	26	62	0,38	62	10	9	5
6/9/06	Douy la Ramée	SATESE	20	0,27	53%	983	99	480	400	2,46	633	126	192	230	0,40	60	12	9	5
24/10/06	Arsac en Velay	SATESE	25,8	0,38	76%	1190	82	460	520	2,29	374	61,9	96		0,38	161	19	50	58
25/10/06	Arsac en Velay	SATESE	26,5	0,39	79%	1240	110	350	390	3,18	274	60,6	88	90	0,39	123	24,6	45	44
4/6/07	Arsac en Velay	SATESE	30,2	0,45	89%	1180	139	500	760	1,55	181	52,5	99	98	0,45	81	19,5	26	30
5/6/07	Arsac en Velay	SATESE	55,4	0,82	164%	400	42,2	190	150	2,67	286	19,9	300	87	0,82	77	6,8	54	21
6/6/07	Arsac en Velay	SATESE	37,8	0,56	112%	491	61,7	210	200	2,46	126	16,8	67	58	0,56	76	8	29	21
23/4/07	Guiche	SATESE	36,7	0,24	49%	1145	119	413	641	1,79	478	74	260	160	0,24	147	15,7	69	15
7/8/01	Poulligny Notre Dame	SATESE	35	0,42	83%	350	38,6	178	310	1,13					0,67	25	0,1	6	7
8/12/03	Poulligny Notre Dame	SATESE	29	0,35	69%	853	58	640	330	2,58					0,56	18	2	13	5
17/2/97	Poulligny Notre Dame	SATESE	61	0,73	145%	297					53				1,17	45			
2/6/97	Poulligny Notre Dame	SATESE	41	0,49	98%	526									0,79	55			
24/10/06	Burdignes	SATESE	13,6	0,30	60%	477	64,1	160	175	2,73	93	8,9	61	17	0,45	84	5,9	24	20
25/10/06	Burdignes	SATESE	9,2	0,20	41%	511	80	84	180	2,84	119	9,3	110	15	0,31	84	7,6	21	19
25/4/06	Burdignes	Cemagref	7	0,16	31%	544	79,9	274			157	7,5	72		0,23	58	7,5	19	
26/4/06	Burdignes	Cemagref	7,2	0,16	32%	1296	97,4	1236			418	40,7	193		0,24	192	15,1	75	
11/6/07	Burdignes	Cemagref	19,1	0,85	170%	329	45,9	112	119	2,76	116	25,1	75	26	1,27	60	6,85	13	8,8
12/6/07	Burdignes	Cemagref	15,5	0,69	138%	329	43,5	89			131	24	55		1,03	55	4,1	9,3	
13/6/07	Burdignes	Cemagref	16,3	0,36	72%	388	49,2	153			167	20,3	90		0,54	68	2	12	
27/6/07	Antonaves	SATESE	56,7	0,32	65%	348	46,7	100	170	2,05	122	14,2	64	20	0,31	85	7,5	25	22
30/7/07	La Chaulme	SATESE	7,1	0,24	47%	1227	129	470	518	2,37					0,36	71	8,8	11	8
2/7/07	aint Etienne des Cham	SATESE	9,5	0,42	84%	185	21	99	57	3,25					0,63	21	3,3	5	5
17/10/07	Valmestroff	SATESE	35	0,52	104%	666	70	420	280	2,38					0,78	53	18	20	18
26/6/07	Baillou	SATESE	2,25	0,10	20%	520	69	160	220	2,36					0,15	70	11	14	7
1/8/07	Baillou	SATESE	3	0,13	27%	910	80	200	570	1,60					0,20	200	12	70	68
10/7/07	Pulvérières	SATESE	115,8	2,03	406%	177	8	170	41	4,32					3,05	28	2	16	4

Le bilan sur la station de Pulvérières n'est pas pris en compte dans l'étude en raison d'un by-pass de la majorité des eaux à l'entrée des filtres.

Tableau 12 : Analyses chimiques des bilans 24 heures sur les stations Rhizostep®

							entrée								
					charge hydrau		Concentrati ons					Concentrations sortie étage 1			
Date	station	Bilans	Surfac e étage 1	Débit	m/j	% nomi nal	DCO	NK	MeS	DBO	DCO/ DBO	DCO	NK	MeS	DBO
18/06/07	Saint Romain les Atheux	Cemagref	110	55	0,50	133%	466	59,6	190	146	3,19	95	15,4	39	20
19/06/07	Saint Romain les Atheux	Cemagref	110	55	0,50	133%	523	64	200	210	2,49	89	19,1	35	22
20/06/07	Saint Romain les Atheux	Cemagref	110	60	0,55	145%	424	55,1	179			84	16	27	

Tableau 13 : Analyses chimiques des bilans 24 heures sur le premier étage de la station de Saint Romain les Atheux