



Etude de la faisabilité du traitement des lixiviats de décharge par cultures fixées sur supports fins

Pascal Molle, S. Prost Boucle

► To cite this version:

Pascal Molle, S. Prost Boucle. Etude de la faisabilité du traitement des lixiviats de décharge par cultures fixées sur supports fins. [Rapport Technique] irstea. 2009, pp.43. hal-02592378

HAL Id: hal-02592378

<https://hal.inrae.fr/hal-02592378v1>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Etude de la faisabilité du traitement des lixiviats de décharge par cultures fixées sur supports fins



Coordination : Pascal MOLLE

**Expérimentations et synthèse :
Stéphanie PROST-BOUCLE
Pascal MOLLE**

Département Milieux Aquatiques, Qualité et Rejets
Unité de Recherche
« Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions »

Groupe de Lyon
Quai Chauveau - CP 220
69336 LYON cedex 09
Tél. 04 72 20 87 87 - Fax 04 78 47 78 75

Mars 2009

L'étude a été conduite par le Cemagref à la demande de la Communauté d'Agglomération de Castres-Mazamet (81). Le comité de pilotage est constitué de :

- Cemagref : Pascal MOLLE, Stéphanie PROST-BOUCLE
 - montage et réalisation de l'étude expérimentale, suivi des pilotes
 - analyse, interprétation et représentation des données
 - rédaction du présent rapport et émission de recommandations de dimensionnement
- Communauté d'agglomération Castres-Mazamet : Franck RIGOLLE, Sophia KARLBERG, Bernard ROCACHER, Bernard MAILLÉ
 - financement du projet
 - apport d'informations liées à la décharge du Pioch de Gaïx et aux prescriptions en termes de niveaux de rejets
 - livraisons de lixiviats
- Société 3C, consultant : Thierry CHASSAGNAC
 - interface entre les études pilotes au Cemagref et le projet de station de traitement
 - assistance à la recherche de financements pour la collectivité
 - apport en compétences extérieures et réseau relationnel

TABLE DES MATIERES

A. CARACTÉRISATION DES LIXIVIATS, ÉLIMINATION DE L'AZOTE	6
A.1. Généralités sur le traitement de l'azote	6
A.1.1. Ammonification.....	6
A.1.2. Nitrification	6
A.1.3. Dénitrification	7
A.1.4. Autres modes possibles d'élimination des composés azotés.....	7
A.2. Qualité des lixiviats : premières observations	8
A.3. Tests de biodégradabilité.....	9
A.3.1. Effluent réfractaire.....	9
A.3.2. Inhibition de la biologie ?	9
A.4. Tests de conservation	10
A.5. Étude bibliographique	10
B. CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX DE FILTRATION	13
B.1. Définition des matériaux	13
B.2. Caractérisation chimique	13
B.3. Caractérisation physique.....	13
B.4. Teneur en eau – Eau de rétention	14
C. ENSEMENCEMENT DES COLONNES	16
C.1. Dispositif expérimental.....	16
C.2. Résultats.....	17
D. ALIMENTATION EN LIXIVIATS ET SUIVI.....	18
D.1. Dispositif expérimental	18
D.2. Suivi expérimental.....	18
D.2.1. Taux de recirculation.....	18
D.2.2. Charges hydrauliques et lame d'eau.....	19
D.2.3. Fréquences d'alimentation	20
D.2.4. Cycles d'alimentation.....	20
D.2.5. Suivi des paramètres gazeux	20
D.2.6. Conductivité et pH.....	21
D.3. Résultats : évolution des teneurs en O ₂ et CO ₂	21
D.3.1. Profil d'oxygène au sein des massifs filtrants	21
D.3.2. Évolution des teneurs au cours de l'étude	22
D.4. Résultats : traitement des MES et de la DCO	23
D.5. Résultats : traitement de l'azote	24
D.5.1. Bilan en azote	24
D.5.2. Performances et conclusions	25
D.5.3. Consommation en carbone	26
D.5.4. Tendance vers un manque en carbonates ?	26
D.6. Analyses de boues	27
E. ESTIMATION DU POTENTIEL DE DÉNITRIFICATION	30
E.1. Dispositif expérimental.....	30
E.2. Résultats et interprétations.....	30
F. CONCLUSION – PERSPECTIVES	32
F.1. Filtres verticaux.....	32
F.2. Filtre horizontal.....	34

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figures

Figure 1 : Dispositif de détermination de la teneur en eau	14
Figure 2 : Dispositif expérimental d'ensemencement	16
Figure 3 : Dispositif expérimental de suivi	18
Figure 4 : Unités de volumes et taux de recirculation utilisés	19
Figure 5 : Cycles d'alimentation et rétention d'eau dans le réacteur	20
Figure 6 : Exemple de cycle d'automatisation de l'alimentation des colonnes	20
Figure 7 : Dispositif expérimental de dénitrification	30

Tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques chimiques des lixiviats bruts testés	8
Tableau 2 : Caractéristiques physiques des lixiviats bruts testés	8
Tableau 3 : Eléments bibliographiques selon El Mossaoui (2001)	11
Tableau 4 : Eléments bibliographiques selon Rustige et Nolde (2007)	12
Tableau 5 : Caractéristiques chimiques des matériaux testés	13
Tableau 6 : Caractéristiques physiques des matériaux testés	13
Tableau 7 : Teneur en eau de rétention au sein des massifs filtrants	15
Tableau 8 : Fréquences, CH et lames d'eau envoyées	19
Tableau 9 : pH et conductivité des eaux brutes et sorties colonnes	21
Tableau 10 : Rendements en MES	23
Tableau 11 : Concentrations en MES	23
Tableau 12 : Rendements en DCO	24
Tableau 13 : Concentrations en DCO	24
Tableau 14 : Rendements en $N-NH_4^+$	25
Tableau 15 : Concentrations en $N-NH_4^+$	25
Tableau 16 : Concentrations en $N-NO_3^-$	25
Tableau 17 : Consommation en carbone et en matériau	26
Tableau 18 : Evolution des teneurs en HCO_3^- en entrée et sortie de système	27
Tableau 19 : Résultats d'analyses de boues	28
Tableau 20 : Performances de traitement du filtre horizontal	31
Tableau 21 : Performances de traitement atteignables (calculs sur moyennes)	32
Tableau 22 : Estimation des besoins en adjuvant carboné organique pour la dénitrification	34

Graphiques

Graphique 1 : Évolution des concentrations du lixiviat brut	9
Graphiques 2a et b : Evolution des paramètres DCO et azote en tests de conservation	10
Graphique 3 : Courbes granulométriques des matériaux testés	14
Graphiques 4a, 4b et 4c : Évolution de pH, conductivité et $[N-NH_4^+]$ en sortie de colonne en fin d'ensemencement	17
Graphiques 5a, 5b, 5c et 5d : Profils verticaux en O_2	21
Graphique 6 : Évolution des teneurs en O_2 et CO_2 au cours de l'étude	22
Graphique 7 : Quantité de carbone consommé selon la quantité d'ammonium oxydé	26
Graphiques 8a et 8b : Courbes granulométriques laser et % de population de MES pour diverses boues analysées	28
Graphique 9 : Estimation de la surface totale de filtres verticaux nécessaire selon le débit admis	33
Graphique 10 : Estimation de la surface totale de filtre horizontal nécessaire selon le débit admis	34

INTRODUCTION

Le traitement des lixiviats de centres d'enfouissement techniques ou d'anciennes décharges est rendu délicat en raison d'une faible biodégradabilité des eaux associée à des teneurs en azote ammoniacal extrêmement importantes. Si des systèmes intensifs de traitement existent, ils ne sont pas toujours adaptés à des flux de moyenne importance, car gourmands en énergie et en main d'œuvre qualifiée. Dans le cas d'anciennes décharges non exploitées, ces systèmes coûteux sont encore plus difficilement adaptés pour les collectivités.

Des solutions alternatives de traitement émergent, comme les systèmes de filtres plantés de roseaux, sans pour autant être maîtrisées en terme de dimensionnement pour assurer des performances de traitement adéquates. L'élimination de l'azote ammoniacal des eaux usées domestiques par le biais de ce procédé est désormais maîtrisée, mais le dimensionnement doit être adapté au traitement spécifique des lixiviats de décharge.

La Communauté d'agglomération de Castres-Mazamet (CACM) désire étudier la faisabilité d'un système extensif de traitement des lixiviats d'une ancienne décharge d'ordures ménagères pour en réduire l'impact sur le milieu récepteur. L'ancien Centre d'Enfouissement Technique du Pioch de Gaïx (81) a pour problématique environnementale principale la pollution des eaux superficielles : le ruisseau du Pioch, très largement chargé en lixiviats, prend naissance au pied de cette décharge et se déverse dans la rivière de la Durenque sans traitement préalable.

L'étude d'un pilote de traitement de ces lixiviats sur un système à cultures fixées sur supports fins a été confiée au Cemagref. Cette expérimentation permet au Cemagref d'étudier les limites en terme de nitrification des effluents, taux de recirculation optimal et transfert d'oxygène au sein de ce type de systèmes en général et plus particulièrement des filtres plantés de roseaux.

L'étude expérimentale est constituée de :

- la mise en place des unités pilotes et notamment le garnissage des 4 colonnes en matériaux siliceux ou calciques ;
- l'ensemencement en eaux usées et l'acclimatation des unités pilotes en termes de nitrification durant un mois ;
- un suivi des performances épuratoires des colonnes alimentées par des effluents réels (lixiviats) pendant 3 mois, ainsi qu'une étude d'optimisation du taux de recirculation, débits d'alimentation et fréquence de bâchées visant à améliorer l'efficacité du traitement ;
- un suivi des teneurs en oxygène au sein des massifs filtrants afin de s'assurer de la stabilité des expérimentations et des conditions optimales d'oxygénation pour la biomasse épuratrice.

A. CARACTÉRISATION DES LIXIVIATS, ÉLIMINATION DE L'AZOTE

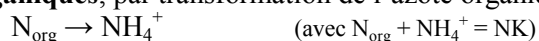
Cette partie se veut synthétique puisqu'un rapport de caractérisation des effluents détaillé a précédemment été émis par le Cemagref (novembre 2008), hormis l'étude bibliographique (chapitre A.5).

A.1. Généralités sur le traitement de l'azote

Les mécanismes d'élimination de l'azote résident sur des phénomènes de filtration et des réactions d'oxydoréduction aérobies et anoxiques.

A.1.1. Ammonification

Il s'agit d'une des réactions intervenant au sein de la décharge et induisant la très forte concentration en ammonium retrouvée en sortie. L'ammonification constitue la première étape de la **dégradation des déchets azotés organiques**, par transformation de l'azote organique en ions ammonium :

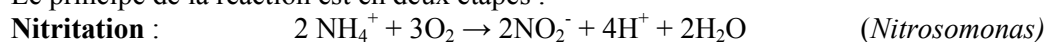


Les conditions doivent être aérobies et le pH optimal est proche de la neutralité. Les bactéries concernées sont *Bacillus* et *Pseudomonas*.

Le rejet de NH_4^+ dans le milieu naturel doit être surveillé du fait de sa toxicité pour les êtres vivants aquatiques.

A.1.2. Nitrification

Le principe de la réaction est en deux étapes :

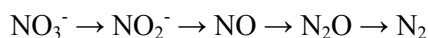


Paramètres influents sur la cinétique :

- **Sources de carbone** – Les bactéries concernées sont autotrophes : utilisation d'une source de carbone extérieure, tels les carbonates HCO_3^- , soit 8,64 $mgHCO_3^-$ consommés/ $mgNH_4^+$ oxydé (Cooper et al, 1996). Elles sont totalement dépendantes de l'oxydation de l'ammonium pour la synthèse d'énergie nécessaire à leur croissance (maintien et croissance de la biomasse bactérienne).
- **pH** – L'optimum de l'activité nitrifiante des micro-organismes se situe à pH 7,5-8,6. Le processus induit une certaine **acidification** du milieu (production d'ions H^+).
- **Taux d' O_2** – On observe une **consommation d'oxygène** de l'ordre de 4,3 $mgO_2/mg N-NH_4^+$ oxydé. Le processus de nitrification nécessite un apport extérieur en O_2 :
 - l'effluent lui-même mais négligeable par rapport à la demande (<10 mgO_2/L selon Molle, 2003) ;
 - diffusion gazeuse par la surface et le fond, c'est à dire dans les couches superficielles ou oxygénées (tuyaux d'aération en fond de filtre) ;
 - convection lors des phases d'alimentation ;
 - les extrémités des racines des macrophytes : variable selon les auteurs, techniques utilisées et saisons (Molle, 2003) soit 0,02-4,3 $mgO_2/m^2/j$, négligeable par rapport à la demande. Selon Vymazal (2005), aucune réaction de nitrification n'est possible en dessous de 0,5 mgO_2/L dissous.
- **Température** – Influence sur l'activité métabolique des micro-organismes : optimum de 25-30°C, avec une limitation du processus à partir de 12°C, en dessous de 4°C la nitrification est généralement nulle.

A.1.3. Dénitrification

Il s'agit de la **réduction des nitrates NO_3^- en composés gazeux** par les bactéries anoxiques ou anérobies. On est en absence d'oxygène et en présence de nitrites NO_2^- , seuls composés oxygénés et accepteurs finaux d'électrons.



Le rejet de NO_2^- dans le milieu naturel, compose particulièrement toxique pour les êtres vivants, est à surveiller attentivement.

De même que pour la nitrification, le pH optimum se situe autour de la neutralité, et la température a une influence sur l'activité métabolique des micro-organismes (très faible dénitrification en deçà de 5°C, selon Cooper et al, 1996).

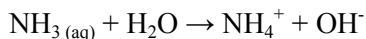
Le processus de dénitrification nécessite la présence de matière organique sous forme de carbone organique dissous en quantité suffisante (représenté par la DCO), selon la représentation suivante de la réaction de dénitrification :



Théoriquement, le **ratio DCO/N- NO_3^- doit être supérieur à 4** (Chiu et Chung, 2003). En considérant une concentration de 150 mg N- NO_3^- /L de lixiviats, la DCO minimale doit être de 600 mg/L. Or la DCO observée pour des lixiviats de décharge et très faiblement biodégradable (voir partie A.2), obligeant à procéder à un **apport de carbone organique** pour permettre une réduction des nitrates produits. Une première estimation du potentiel de dénitrification sur filtre à écoulement horizontal sans adjuvant carboné est détaillé en partie E.

A.1.4. Autres modes possibles d'élimination des composés azotés

Volatilisation ammoniacale



Il faut nécessairement un pH supérieur à 9,3, ce qui n'est jamais observé dans les lixiviats et les filtres plantés de roseaux.

Adsorption matricielle

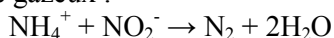
C'est principalement le NH_4^+ qui peut être échangé avec d'autres cations au sein du média filtrant. Cette rétention n'est que temporelle : ces ions sont nitrifiés durant la phases de repos, et lessivés en période d'alimentation (bâchée). La matière organique participe de manière importante dans l'efficacité du traitement de par son pouvoir d'adsorption. A ce titre, tant que l'oxygène n'est pas limitant dans le milieu, le potentiel de nitrification d'un massif augmente dans le temps avec son accumulation de matière organique.

Élimination par les plantes

La capacité des macrophytes à éliminer l'azote serait évaluée de 1 000 à 2 500 kg NK.ha⁻¹.an⁻¹ (Vymazal et al, 1998), soit 0,274 à 0,685 g.m⁻².j⁻¹. Ce qui est très faible face aux 150 gN.m⁻².j⁻¹ envoyés sur les colonnes durant les tests (taux de recirculation de 300 % et charge hydraulique de 60 cm/j) et rejetés quotidiennement par la décharge. L'élimination est donc inférieure à 0,5 % et jugée négligeable.

Bactéries anammox (ANAerobic AMMonium OXidation)

Elles sont capables d'effectuer l'oxydation de l'ammonium en utilisant les nitrites comme accepteurs d'électrons afin de synthétiser l'azote gazeux :



Ce processus requière moins d'O₂ que ce qui est nécessaire pour le processus de nitrification, et ne nécessite aucune source de carbone, contrairement à la dénitrification. Mais il faut pour ce faire des conditions d'anoxie (Dong, 2006).

A.2. Qualité des lixiviats : premières observations

Paramètres chimiques

	MES	DCO _b	DCO _f	DBO ₅	NK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻
Concentration (mg/L)	46	340	308	28	302	282	0,021	0,65	3074
Ecart-type (mg/L)	36	52	59	-	-	5	0,012	0,33	56

Tableau 1 : Caractéristiques chimiques des lixiviats bruts testés

Caractérisation des MES

Le ratio **DCO_{particulaire}/MES est proche de 0,7** (avec $DCO_{particulaire} = DCO_{brute} - DCO_{filtrée}$). Un ratio de 1,1 est généralement observé dans les eaux usées, or il témoigne ici que l'effluent est très peu chargé en matière organique, avec des MES relativement minérales.

Biodégradabilité approximative

Le ratio **DCO_{brute}/DBO₅ est proche de 12**. Un ratio de 3 est généralement observé dans les eaux usées, or il témoigne ici d'un effluent très peu biodégradable à dominance chimique nécessitant un traitement spécifique. Ce point sera abordé plus en détail au chapitre A.3.

Capacité de nitrification/dénitrification

La concentration élevée en carbonates HCO₃⁻ est un facteur de facilitation de la nitrification (apport de carbone extérieur pour la biomasse nitrifiante).

Le ratio **DCO_{brute}/N-NH₄⁺ est proche de 1,2**. Dans l'hypothèse d'une nitrification totale et d'une biodisponibilité de la DCO, le ratio DCO/N-NO₃ serait très inférieur au ratio de 4 nécessaire pour favoriser la dénitrification (voir partie A.1.3). Le ratio est d'autant plus faible que la DCO est peu biodisponible (cf. chapitre A.3).

Paramètres physiques

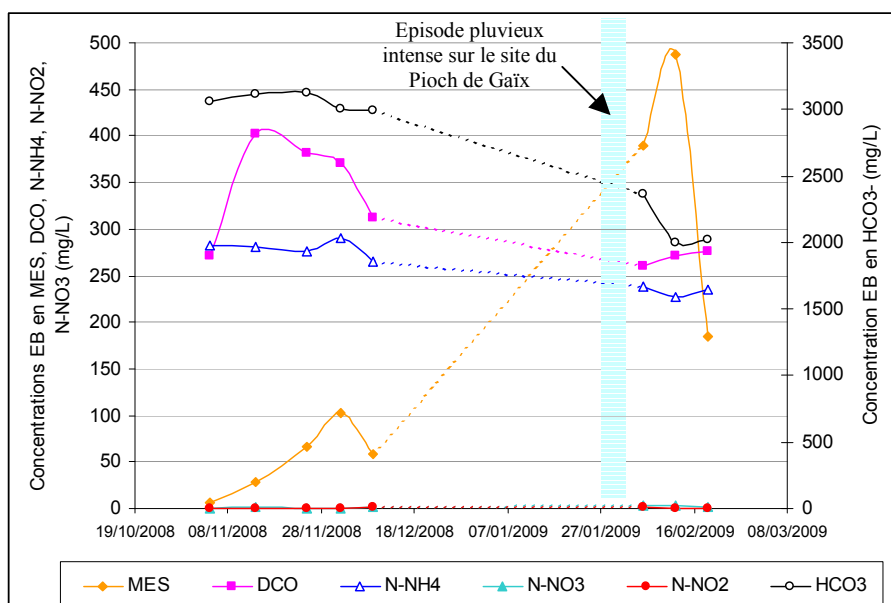
	pH	Conductivité	Température d'expérimentation
Valeur	7,6	5250 µS/cm	13 – 16°C
Ecart-type	0,2	35 µS/cm	

Tableau 2 : Caractéristiques physiques des lixiviats bruts testés

Réponse en cas de forte pluviométrie

Le graphique suivant est élaboré en ne considérant que les analyses de lixiviats réalisées sur un effluent brut dont la durée de conservation dans la cuve de stockage au Cemagref n'excède pas 4 jours.

Il représente l'évolution des concentrations des paramètres suivis au cours de l'étude :



Graphique 1 : Évolution des concentrations du lixiviat brut

On notera que les concentrations en MES subissent une forte variation : les fortes teneurs sont dues à des interférences sur analyses du fait de la formation de précipités d'hydroxydes au contact de l'air (association avec le fer, le magnésium, le calcium, etc.). On ne peut donc dissocier la cause de l'évolution des MES du fait de l'épisode pluvieux ou du fait de la formation des hydroxydes.

Suite aux fortes pluies, il semble que l'effluent soit peu dilué concernant les paramètres NH_4 et DCO. Cependant, les carbonates HCO_3^- subissent une dilution plus importante, d'environ 3000 mg/L avant l'épisode pluvieux à 2000 mg/L après. Une telle chute des carbonates peut entraîner une déficience du traitement de l'azote ammoniacal par nitrification : ce sujet est abordé en partie D.5.4.

A.3. Tests de biodégradabilité

A.3.1. Effluent réfractaire

La DCO réfractaire (talon réfractaire non réductible biologiquement) est haute. Les tests estiment qu'un maximum de 16 % de la DCO soluble initiale peut être éliminé biologiquement en 21 jours (présence d'un talon dur de pollution carbonée de 84 %). Le temps de séjour de l'effluent est donc un paramètre important de dimensionnement, c'est à dire le temps de contact nécessaire et suffisant entre l'effluent et la biomasse épuratoire.

A.3.2. Inhibition de la biologie ?

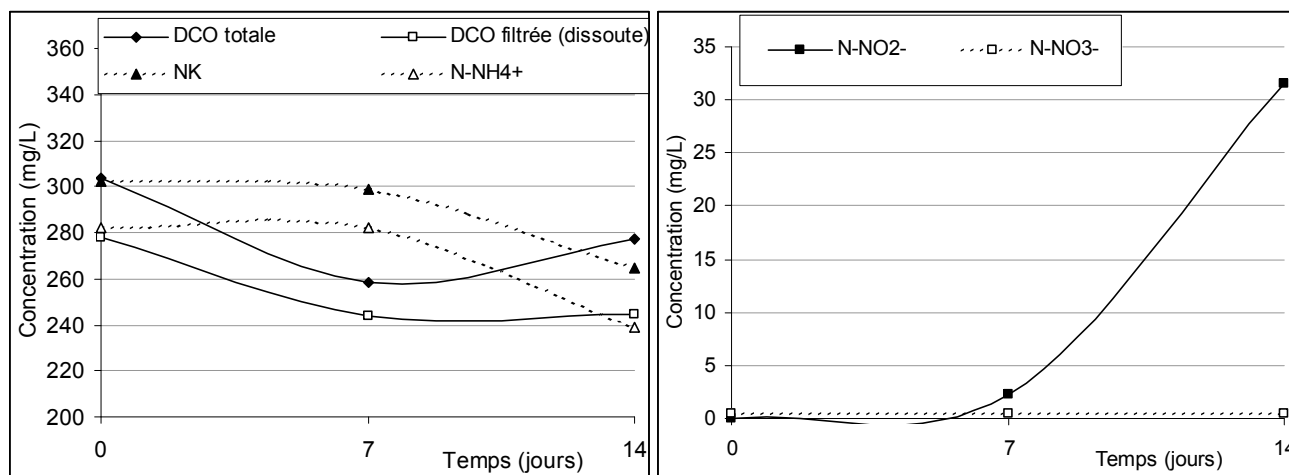
Selon les tests, et dans un système type boues activées, l'élimination de l'ammonium se traduit par une production de nitrites NO_2^- toxiques et une absence de nitrates NO_3^- produits. Les bactéries semblent non inhibées dans leur activité par l'effluent en lui même, mais une inhibition partielle de la nitratisation n'est pas à exclure et sera discutée à l'issue des tests en colonnes. S'ajoute à cela le fait que sur 21 jours de tests les bactéries n'ont pas forcément le temps de s'habituer au milieu. Dans tous les cas, il ne devrait pas y avoir d'inhibition totale.

Les phénomènes ne sont pas forcément identiques en FPR¹ où :

- une plus grande variété de populations bactériennes est observée, liée à une stratification de la biomasse du fait de zones plus oxygénées que d'autres ;
- la diversité bactérienne est plus importante autour de la rhizosphère.

A.4. Tests de conservation

Un volume de 10 L de lixiviats a été conservé selon les conditions d'expérimentation ultérieures : température ambiante et agitation de 10 minutes toutes les heures. Trois prélèvements ont été analysés à t_0 jour, t_7 jours et t_{14} jours :



NOTA : Les valeurs de DCO sont corrigées face aux teneurs en N-NO_2^- tel que $\text{DCO}_{\text{réelle}} = \text{DCO}_{\text{mesurée}} - \text{N-NO}_2^-$.

Graphiques 2a et b : Evolution des paramètres DCO et azote en tests de conservation

La DCO soluble, pouvant être dégradée biologiquement, diminue rapidement puis se stabilise. Un début de nitrification est observé à partir d'une semaine par l'apparition des nitrites NO_2^- . L'absence de NO_3^- peut être imputée à la faible teneur en oxygène ou à une possible inhibition de la biologie.

Concernant les études ultérieures, un apport de lixiviats toutes les semaines et sur un maximum de 10 jours est nécessaire pour éviter une évolution de la qualité de l'effluent dans le temps et maintenir des conditions d'expérimentation correctes face aux fortes teneurs en nitrites probables.

A.5. Étude bibliographique

Thèse de El Mossaoui (2001) :

Du lithotamne (30 % de Ca^{2+}) a été utilisé, il s'agit d'un support calcaire permettant un apport supplémentaire en alcalinité nécessaire au maintien du pH pour les processus de nitrification. Les expérimentations sont réalisées sur colonnes (diam. = 0,16 m, h = 0,50 m), et aucune recirculation n'a été mise en place.

¹ Filtres Plantés de Roseaux

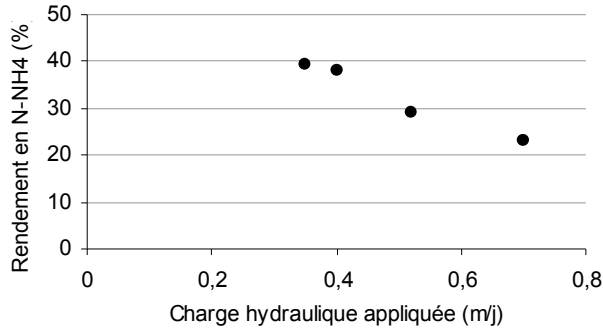
Conditions d'expérimentation	Résultats et interprétations
Charge hydraulique (CH) : 0,35 m/j Fréquence d'alimentation : 2 bâchées/j Faible charge : [EB] = 255 mgN-NH ₄ /L Forte charge : [EB] = 1047 mgN-NH ₄ /L	Rendement d'élimination peu différents: Faible charge en N : 44,8 % Forte charge en N : 45,8 %.
Charge hydraulique augmentée : CH : 0,35 m/j, 2 bâchées/j CH : 0,40 m/j, 4 bâchées/j CH : 0,52 m/j, 3 bâchées/j CH : 0,70 m/j, 2 bâchées/j [EB] = 1102 mgN-NH ₄ /L	Baisse des rendements :  <p>Les conditions hydrodynamiques sont modifiées : la quantité d'O₂ disponible est réduite.</p>
Doublement de la hauteur de matériau dans la colonne : h = 1 m Forte charge : [EB] = 1068 à 1383 mgN-NH ₄ /L CH : 0,35 m/j, 2 bâchées/j	Changement non significatif des performances : h = 0,50 m : 39,9 % h = 1 m : 41,0 % La zone d'activité biologique étant restreinte (profil d'oxygène se raréfiant avec la profondeur), l'auteur préconise l'utilisation d'une ventilation forcée à la base des massifs pour mobiliser au maximum l'activité biologique et la porosité totale du massif filtrant.
Test de dissolution du matériau CH : 0,35 m/j, 2 ventilations/j (pompes aspirantes sous les colonnes) Rendement en N-NH ₄ : 47 %	Perte de 2,1 % du support calcaire.
Evaluation du temps de séjour par la technique du drainage : Suivi du volume d'eau récupéré en sortie de colonne suite à l'envoi d'une bâchée.	Le temps de séjour de l'effluent au sein du media filtrant est augmenté grâce à la colonisation par la biomasse. Cette modification de l'hydrodynamisme induit un temps de contact effluent-biomasse plus important, ce qui a tendance à augmenter les performances épuratoires du système. Les phénomènes d'échanges et de dispersion au sein du massif transforment les alimentations brèves (bâchées) en une restitution progressive en sortie. L'augmentation du fractionnement de la charge hydraulique induit une réduction du volume de bâchée et augmente ainsi la fraction d'eau retenue dans le réacteur.

Tableau 3 : Eléments bibliographiques selon El Mossaoui (2001)

Rustige et Nolde (2007) :

Dispositif expérimental

- 1^{er} étage vertical à recirculation (14 m², taux de recirc. de 200 à 250 %, nitrification) – VF1 ;
- suivi d'un 2^{ème} étage horizontal (14 m², ajout d'acide acétique en guise de source de carbone extérieure, dénitrification) – HF ;
- avec enfin un 3^{ème} étage vertical (3,3 m², élimination des nitrites produits par l'étage horizontal) – VF2.

Concentrations et performances obtenues

	Effluent brut	Sortie étage VF1 recirculé		Sortie étage HF		Sortie étage VF2
	Conc. (mg/L)	Conc. (mg/L)	Rdmt (%)	Conc. (mg/L)	Rdmt (%)	Conc. (mg/L)
DCO	445	299	20 à 40 %	391	-	264
N-NH ₄ ⁺	243	15	94 %	14	-	0.1
N-NO ₂ ⁻	1.5	4.0	-	8.4	-	0.1
N-NO ₃ ⁻	0.9	209	-	31.9	75 %	37.3
Conductiv.	7830	6580	-	5975	-	5650
pH	7.7	7.2	-	7.7	-	8.0

Tableau 4 : Éléments bibliographiques selon Rustige et Nolde (2007)

L'étude de Rustige et Nolde a été réalisée selon des charges organiques sur VF1 de 1 à 17 gN-NH₄⁺/m²/j, alors que nous avons testé dans la présente étude des charges organiques de 50 à 150 gN-NH₄⁺/m²/j. Le niveau d'azote global atteint est ici inférieur à 100 mg/L. On note également que l'élimination de la DCO est globalement faible.

Il semble nécessaire d'être en présence de ratios DCO/N-NO₃ supérieurs à 0,8 pour la dénitrification, grâce à l'ajout de substituant carboné. On note la formation de nitrites au cours de cette dénitrification, éliminés par l'étage VF2.

B. CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX DE FILTRATION

B.1. Définition des matériaux

Les matériaux utilisés sont définis comme tels :

- **S1 et S2 2/4** : matériaux identiques siliceux roulés issus du distributeur « Dousselin » (Rhône), de diamètres passants théoriques d_{10} et d_{60} de 2 et 4 mm.
- **C2/6 Castres** : matériau calcique concassé issu de la carrière « Soreze » (Tarn), de diamètres passants théoriques d_{10} et d_{60} de 2 et 6 mm.
- **C2/4** : matériau calcique concassé issu de la carrière « La Provençale » (carbonate de calcium « Calgar » de l'usine de Pouzilhac, Gard), de diamètres passants théoriques d_{10} et d_{60} de 2 et 4 mm.

NOTA : A titre d'exemple, le d_{10} correspond au diamètre laissant passer 10% de la masse totale de l'échantillon.

B.2. Caractérisation chimique

Selon les fournisseurs et/ou laboratoires d'analyses pétrographiques :

	SiO ₂	CaCO ₃	Fe ₂ O ₃
Silice 2/4	> 95 %	-	-
Calcite 2/6 Castres	-	> 95 %	traces
Calcite 2/4	-	> 98 %	0,03 %

Tableau 5 : Caractéristiques chimiques des matériaux testés

Les 2 matériaux calciques présentent des teneurs en calcite semblables, mais la coloration des gravillons est différente : calcite 2/6 Castres de couleur grise, calcite 2/4 de couleur jaune pâle.

B.3. Caractérisation physique

Matériau	Granulométrie*				Porosité**	Densité**	
	d_{10}	d_{50}	d_{60}	CU***		apparente	réelle
Silice 2/4	2.2	2.8	2.9	1.3	38	1.5	2.3
Calcite 2/6 Castres	2.7	4.4	4.7	1.8	44	1.5	2.8
Calcite 2/4	2.7	3.8	4.0	1.5	44	1.4	2.6

* tamisage par voie sèche selon la référence normative NF X 11.507

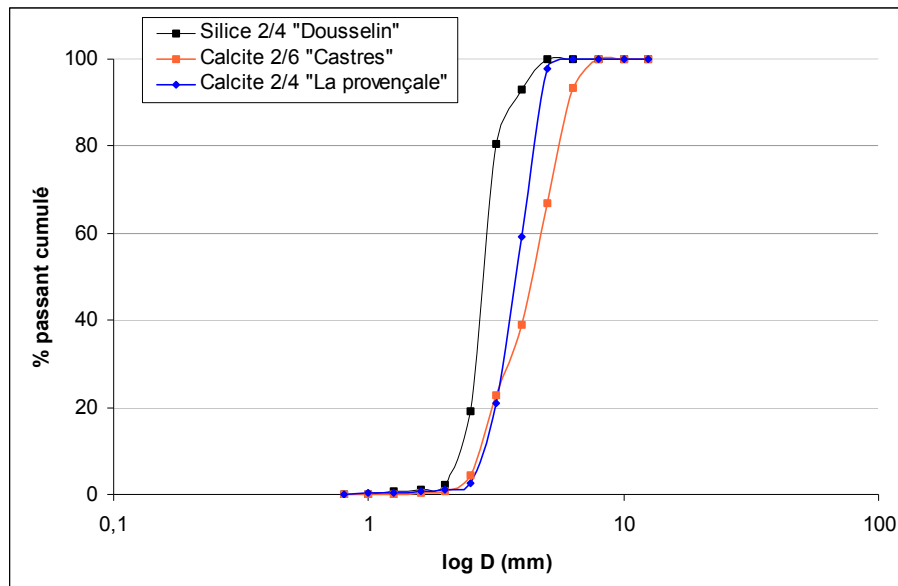
** mesures à l'éprouvette graduée

*** coefficient d'uniformité, $CU = d_{60}/d_{10}$, si $CU < 2$ la granulométrie est dite uniforme, si $CU > 2$ la granulométrie est dite dispersée

Tableau 6 : Caractéristiques physiques des matériaux testés

Les granulométries sont uniformes et conformes aux données théoriques et aux recommandations de dimensionnement des filtres à écoulement verticaux plantés de roseaux.

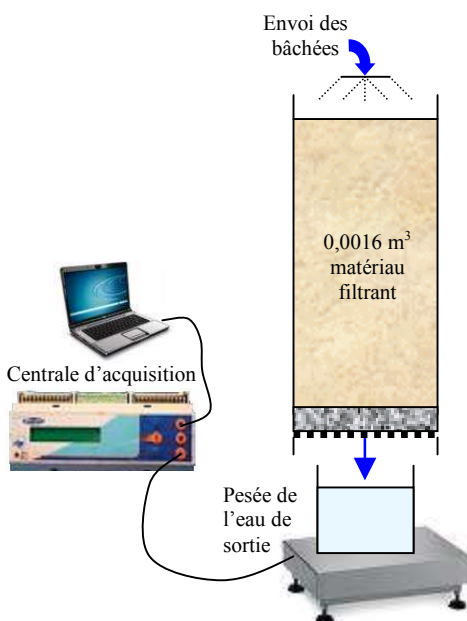
Les porosités sont cependant variables selon le matériau.



Graphique 3 : Courbes granulométriques des matériaux testés

B.4. Teneur en eau – Eau de rétention

Lorsqu'un matériau filtrant est alimenté par bâchées, une certaine quantité d'eau est retenue dans le massif entre chaque alimentation (phénomènes de rétention par capillarité). Cette teneur en eau peut être appréciée selon le dispositif suivant :



Il s'agit de colonnes de taille réduite par rapport aux colonnes pilotes (diamètre 9 cm, hauteur de granulat 25 cm, volume de matériau 0,0016 m³). L'eau de chaque colonne est récupérée en sortie et pesée en continu sur un pas de temps de 10 secondes, avec enregistrement sur centrale d'acquisition.

L'ajout d'eau est effectué par bâchées toutes les heures, durant 8 heures, puis les colonnes ne sont plus alimentées durant un ressuyage d'un week-end. Afin de reproduire les conditions réelles des pilotes (colonnes), le volume d'eau ajoutée par bâchées est proportionnel au volume de matériau filtrant.

Afin de mimer des faibles ou fortes charges hydrauliques, des volumes de 75 ou 150 mL/bâchée sont envoyés.

Figure 1 : Dispositif de détermination de la teneur en eau

La teneur en eau interstitielle correspond à la période d'alimentation (1 bâchée toutes les heures), tandis que la teneur en eau capillaire correspond à l'eau retenue dans la colonne même après un week-end de ressuyage lent.

Soit, pour les colonnes pilotes de 0,052 m³ :

	Teneur en eau interstitielle (%)		Teneur en eau capillaire (%)		Volume d'eau retenue* (L)	
	Faibles charges CH = 60 cm/j	Fortes charges CH = 120 cm/j	Faibles charges CH = 60 cm/j	Fortes charges CH = 120 cm/j	Faibles charges CH = 60 cm/j	Fortes charges CH = 120 cm/j
Silice 2/4	12,6	6,9	10,3	6,6	2,5	1,4
Calcite 2/6 Castres	13,3	10,1	8,3	7,5	3,1	2,3
Calcite 2/4	15,3	9,7	10,8	7,6	3,6	2,3

* Volume d'eau retenue dans les colonnes expérimentales de suivi, avec un volume total de réacteur de 0,052 m³ (soit 52 L), la porosité de chaque matériau étant définie au tableau 6, et **selon la teneur en eau interstitielle**.

Tableau 7 : Teneur en eau de rétention au sein des massifs filtrants

Le temps de séjour de l'effluent à traiter est donc augmenté, d'où un traitement en théorie plus performant.

La quantité d'eau retenue dans le massif filtrant est directement liée à la granulométrie et à la porosité de chaque matériau : une granulométrie plus fine développe une surface spécifique plus importante et des pores plus fins permettant une plus forte rétention des gouttes d'eau dans le système (et donc un temps de contact plus long, voir partie D.2.2).

C. ENSEMENCEMENT DES COLONNES

Les matériaux étant non lavés pour la plupart, un lavage à l'eau du robinet a été réalisé afin d'éliminer la majeure partie des particules fines.

Chaque colonne a été alimentée en eau usées de sortie station (eau chargée en biomasse nitrifiante) **durant un mois**. Cette biomasse épuratrice se développe sous forme de biofilm à la surface des matériaux. L'ensemencement a pour but de créer des conditions optimales aux manipulations ultérieures (alimentation des colonnes en lixiviats de décharge).

C.1. Dispositif expérimental

Le dispositif suivant est identique pour chaque colonne :

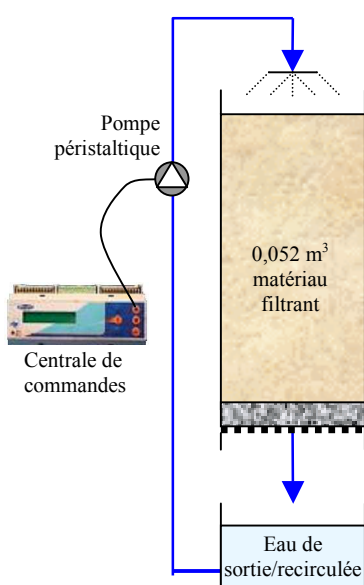


Figure 2 : Dispositif expérimental d'ensemencement

Mode de fonctionnement : **recirculation en circuit fermé** (une bûchée par heure, $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{j}$)

Lixiviats

- **Changement de l'effluent (eau usée) : tous les 2-3 jours**
- **Eau usée : chargée en NH_4^+ avec ajout de NH_4Cl à hauteur de $130 \text{ mgN-NH}_4^+/\text{L}$**
- Volume d'eaux usées recirculées : 10 L

Colonnes

- Diamètre de colonne : 0,355 m
- Surface de colonne : $0,1 \text{ m}^2$
- Hauteur de matériau : 0,52 m
- Volume de matériau : $0,052 \text{ m}^3$
- Fond : graviers 15/20 et grille permettant l'aération par le fond (diffusion d' O_2)

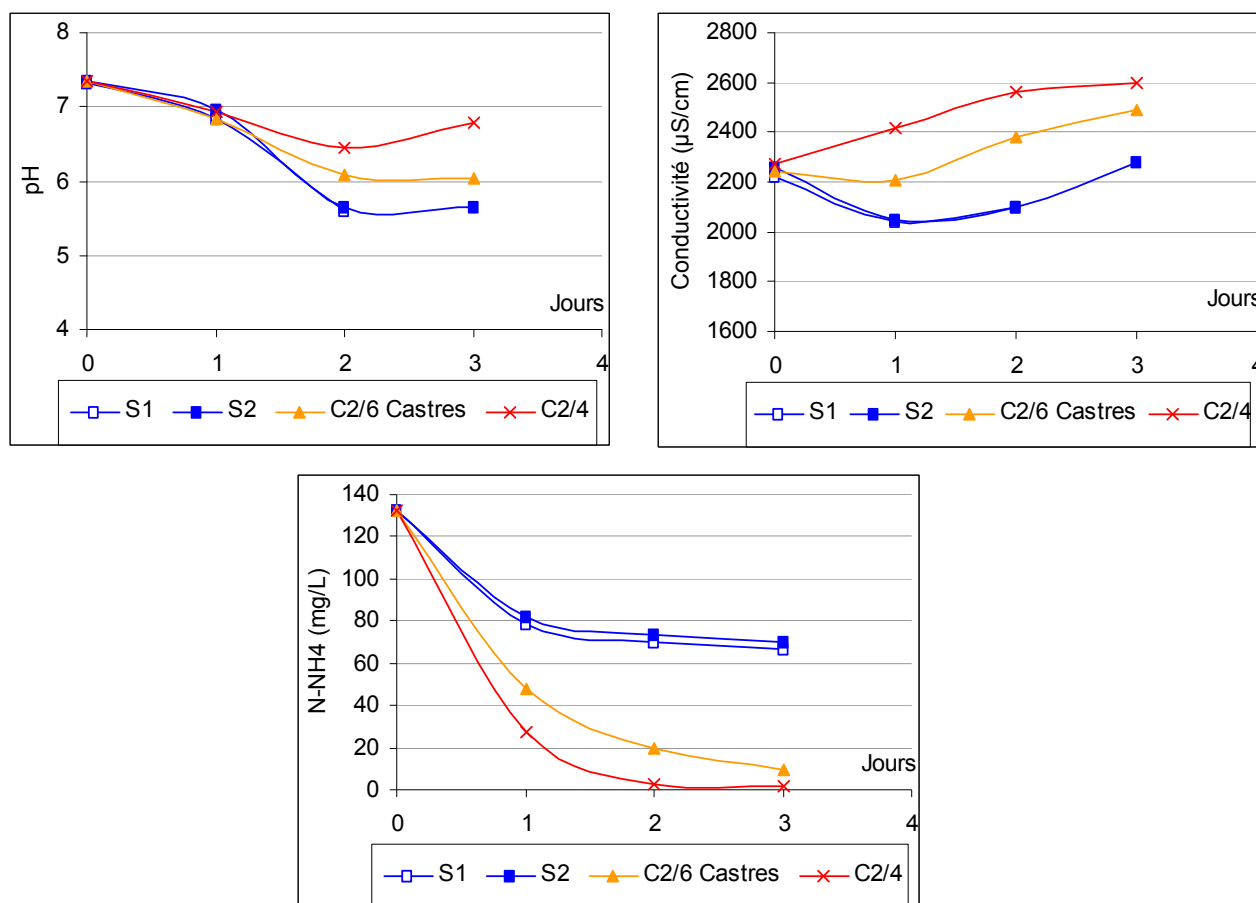
Paramètres suivis

- Conductivité
- pH
- $[\text{N-NH}_4^+]$ des bacs de sortie (dosage par méthode Nesler)

Afin de reproduire des conditions réelles d'un filtre enterré avec seulement contact de la surface avec l'air, les colonnes sont opaques. La lumière ne peut pénétrer dans la colonne par les côtés, ce qui élimine tout développement d'algues pouvant fausser les résultats.

C.2. Résultats

Après un mois de période d'ensemencement, on pouvait observer l'évolution suivante consécutive à un changement d'eau usée d'alimentation (rechargée en N-NH_4^+) :



Graphiques 4a, 4b et 4c : Évolution de pH, conductivité et $[\text{N-NH}_4^+]$ en sortie de colonne en fin d'ensemencement

Les colonnes garnies de matériau siliceux (S1, S2) évoluent de manière identique, de même que les colonnes garnies de calcites (C2/6 Castres, C2/4).

Le pH diminue rapidement jusqu'à 5,5 sur les colonnes de silice. En effet, la nitrification induit une acidification du milieu. Il est maintenu entre 6 et 7 pour les calcites du fait d'un tamponnage par la présence d'ions carbonates HCO_3^- libérés lors du passage de l'effluent sur les gravillons calcaires (attaque chimique des gravillons).

La conductivité augmente au cours du temps du fait de la libération des ions HCO_3^- (forte conductivité intrinsèque).

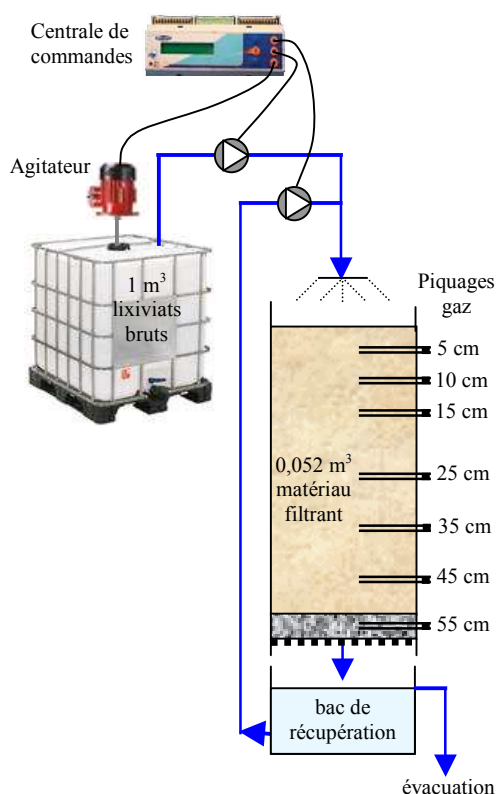
Enfin, les teneurs en ammonium diminuent très rapidement jusqu'à stabilisation. Les rendements sont de l'ordre de 50 % pour les silices et >90% pour les calcites. Les matériaux calcaires ont donc un impact positif non négligeable sur la qualité du traitement des eaux usées, du moins de la mise en régime de la nitrification, du fait de leur composition permettant une libération d'ions carbonates et un maintien correct du pH.

D. ALIMENTATION EN LIXIVIATS ET SUIVI

Les lixiviats utilisés pour les expérimentations proviennent directement de la décharge du Pioch de Gaïx. La CACM² procure 1m³ de lixiviats selon une périodicité hebdomadaire au Cemagref de Lyon.

D.1. Dispositif expérimental

Le dispositif suivant est identique pour chaque colonne :



Mode de fonctionnement : recirculation d'une partie de l'effluent de sortie à taux fixé (variable dans le temps), et évacuation du surplus par surverse

Lixiviats

- Changement des lixiviats bruts : tous les 7 - 10 jours
- Homogénéisation par agitation des lixiviats bruts 3 à 5 min avant chaque bâchée
- Ajout de lixiviats bruts mélangés aux eaux recirculées

Colonnes

Identiques à l'ensemencement (partie C)

Paramètres suivis

- Conductivité, pH, température
- [N-NH₄⁺] des bacs de sortie (dosage par la méthode Nesler) ponctuellement
- MES, DCO, [N-NH₄⁺], [N-NO₂⁻], [N-NO₃⁻], carbonates [HCO₃⁻] : effluent brut récent et âgé, entrées et sorties de colonnes, une fois par semaine
- Gaz O₂ et CO₂, 2 à 3 fois par semaine

Figure 3 : Dispositif expérimental de suivi

En raison de trop fortes concentrations en nitrates NO₃⁻, le NK ne peut être recherché (interférences sur l'analyse). Toutefois, du fait du peu de matière organique présente et non réductible biologiquement, on peut considérer que les équations suivantes sont équivalentes :

$$NK = N-NH_4^+ + N_{\text{organique}} \quad \text{et} \quad N_{\text{organique}} \# 0 \quad \leftrightarrow \quad NK = N-NH_4^+$$

D.2. Suivi expérimental

D.2.1. Taux de recirculation

A titre d'exemple, un taux de recirculation de 300 % signifie que « 300 unités de volume sont recirculés (³/₄) pour 100 unités de volume d'effluents bruts (¹/₄) ».

² Communauté d'Agglomération de Castres-Mazamet

Les schémas suivants précisent de manière plus simple et visuelle les unités de volumes utilisés selon les taux de recirculation, avec Q correspondant à une unité de volume :

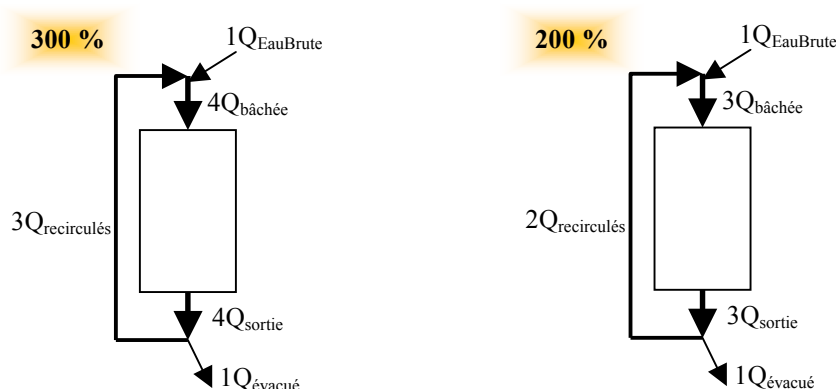


Figure 4 : Unités de volumes et taux de recirculation utilisés

D.2.2. Charges hydrauliques et lame d'eau

Les charges hydrauliques (CH) représentent le volume d'eau passé au travers de la section de traitement du filtre. Elles sont exprimées en hauteur d'effluent appliqué par jour, soit par exemple 0,60 m/j.

L'augmentation de la CH peut se traduire de 2 manières :

- augmentation du volume de chaque bâchée, sans modification de la fréquence des bâchées ;
- augmentation de la fréquence des bâchées, à même volume de bâchée.

Dans le premier cas, un gros volume de bâchée favorise les vitesses d'infiltration par augmentation de la hauteur d'eau (pression appliquée) mais tend à diminuer le temps de contact entre l'effluent à traiter et la biomasse épuratoire.

Dans le second cas, les bâchées restent plus petites et ont peu de temps pour ressuyer avant la bâchée suivante. Le temps de contact eau-biomasse est donc plus important et plus favorable à la nitrification tant que l'oxygène n'est pas limitant.

Les fréquences d'alimentation, charges hydrauliques et lames d'eau (charge hydraulique par bâchée) envoyées au cours des expérimentations sont les suivantes :

Fréquence de bâchées	PHASE 1				PHASE 2				PHASE 3			
	2 heures				1 heure				½ heure			
Temps d'envoi de la bâchée	1 min				1 min				30 sec			
CH : m/j Lame : cm/bâchée EB : eau brute	Tx de recirc	CH _{EB}	CH totale	Lame	Tx de recirc	CH _{EB}	CH totale	Lame	Tx de recirc	CH _{EB}	CH totale	Lame
S1	300 %	0,15	0,60	5,0	300 %	0,15	0,60	2,5	300 %	0,15	0,60	1,3
C 2/4												
S2						0,30	1,20	5,0	200 %	0,45	1,35	2,8
C 2/6 Castres												
									300 %	0,30	1,20	2,5

Tableau 8 : Fréquences, CH et lames d'eau envoyées

D.2.3. Fréquences d'alimentation

Suite à une alimentation, un certain volume d'eau est retenu dans le massif filtrant par des phénomènes de rétention (capillarité, absorption, adsorption...) (voir partie B.4), qui s'écoule ensuite lors des phases de ressuyage. Lors de l'envoi d'une bâchée, l'effluent chasse l'eau précédemment retenue dans le massif vers la sortie. En cas d'augmentation de la fréquence des bâchées, le temps de ressuyage entre chaque bâchée est écourté :

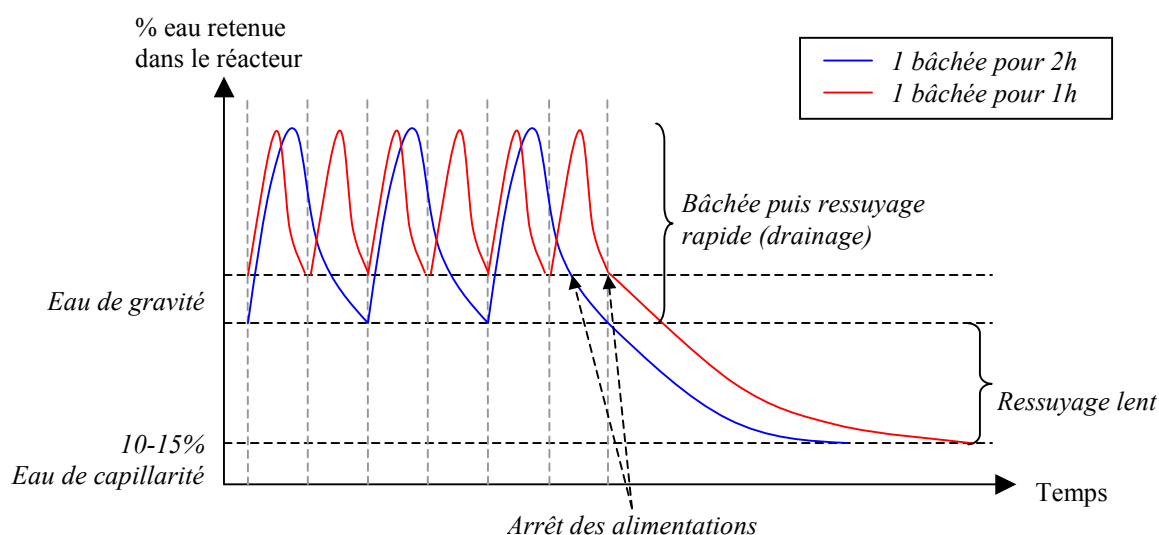


Figure 5 : Cycles d'alimentation et rétention d'eau dans le réacteur

Le temps de séjour global de l'effluent à traiter est ainsi augmenté. Le fractionnement de la charge hydraulique (augmentation de la fréquence des bâchées) permet de maintenir plus d'eau dans le système et d'augmenter la durée des échanges eau-substrat.

D.2.4. Cycles d'alimentation

Les pompes et l'agitateur sont asservis par une centrale de commande afin de permettre d'automatiser l'alimentation des colonnes en lixiviats. Voici un exemple de cycle pour l'envoi d'une bâchée toutes les 2h :

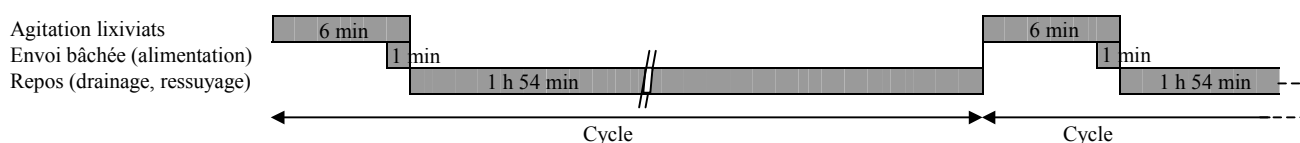


Figure 6 : Exemple de cycle d'automatisation de l'alimentation des colonnes

D.2.5. Suivi des paramètres gazeux

Des piqûres de gaz sont implantées le long de la colonne comme stipulé en figure 3. Les mesures d'O₂ et CO₂ sont réalisées avec un analyseur de gaz DrägerSensor³ X am 7000, au minimum 2 fois par semaine et 10 minutes avant une bâchée.

Ces données sont représentatives des conditions d'oxygénation et de l'activité bactérienne : la nitrification induit une consommation d'O₂ et une production de CO₂ (voir § A.1.2). En présence de

³ teneurs en O₂ déterminées par mesures électrochimiques, teneurs en CO₂ par infra rouge

nitrification, respiration endogène bactérienne et en l'absence de dégradation de la DCO (ce qui est le cas ici étant donné le caractère réfractaire de l'effluent), le rapport molaire entre la production de CO₂ et la consommation d'O₂ est égal à 1 (Bolomey, 2006). Puisque la teneur en oxygène à l'équilibre (O₂ atmosphérique) est d'environ 21 % l'équation suivante est alors conservée :

$$[O_2] + [CO_2] \approx 21 \%$$

D.2.6. Conductivité et pH

Le pH et la conductivité ont été suivis au cours des expérimentations, au niveau de l'effluent brut et des bacs de récupération en sortie de colonnes :

	pH	Conductivité
Eau brute – cuve 1 m ³	7,6 ± 0.2	3870 ± 35
Fonds bacs :		
pour CH de 60 cm/j	7,7 ± 0.2	3870 ± 300
pour CH de 120 cm/j	7,4 ± 0.2	3760 ± 170
pour CH de 135 cm/j	7,2 ± 0.1	3890 ± 210

NOTA : Pour CH de 135 cm/j, cela concerne la colonne S2, à 200 % de recirculation

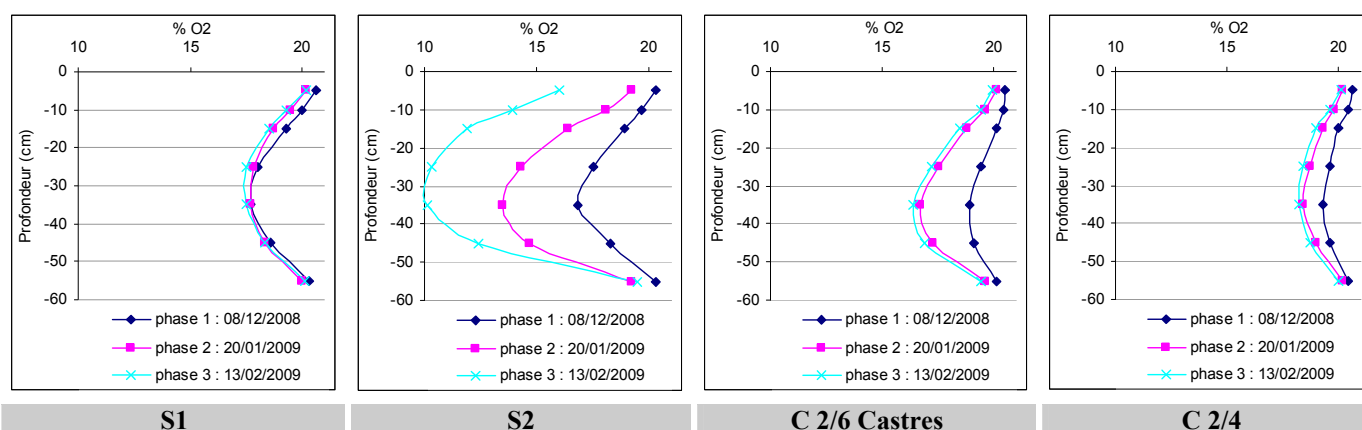
Tableau 9 : pH et conductivité des eaux brutes et sorties colonnes

Aucune différence de pH ou conductivité n'a été notée entre les sorties des différentes colonnes. Seul le pH de la cuve d'eau brute tend à augmenter au cours du temps suite à l'aération produite lors des agitations (jusqu'à 8,2 au bout d'une semaine). On note une légère tendance à la baisse de pH lors de l'augmentation de la charge, ce qui est lié à l'accélération de la nitrification (légère acidification).

D.3. Résultats : évolution des teneurs en O₂ et CO₂

D.3.1. Profil d'oxygène au sein des massifs filtrants

La teneur en oxygène en fonction de la profondeur est donnée pour chaque colonne, selon un jour de prélèvement représentatif de chaque phase suivie (stabilité des valeurs dans le temps) :



NOTA : Le minimum de teneur en O₂ représenté sur les graphiques est de 10 %

Graphiques 5a, 5b, 5c et 5d : Profils verticaux en O₂

Les courbes ont toutes le même profil incurvé au centre. Ceci est dû à l'apport d'oxygène par diffusion atmosphérique au sommet de la colonne et par le fond (géogrille permettant une aération naturelle par le dessous de la colonne). Sur stations de traitement, les drains d'aération en fond de filtres auront donc une importance non négligeable.

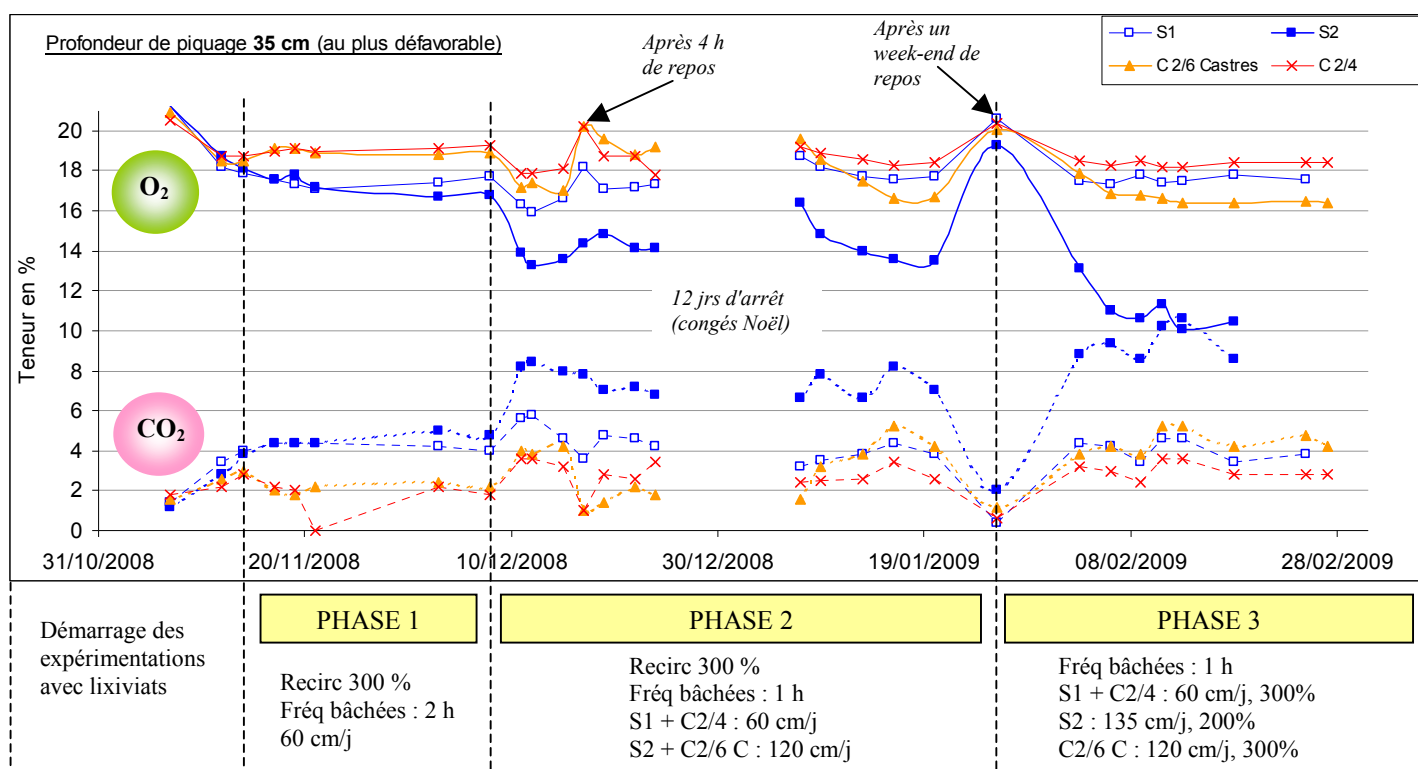
A charge normale et constante (60 cm/j), l'augmentation du fractionnement des bâchées ne semble pas avoir d'influence (S1 et C 2/4).

En revanche, le doublement de la charge hydraulique (120 cm/j) augmente la consommation en oxygène provoquant une chute des teneur en O₂ au cœur du massif (S2 et C 2/6 Castres). Les teneurs sont toujours supérieures à 10 % et restent suffisantes pour le traitement dans le cas d'un matériau grossier (calcites), mais montrent la sensibilité du système lors de fortes charges et une forte fréquence de fractionnement (S2). Toutefois, cette teneur en O₂ n'est jamais inférieure à 10 % quelque soient les conditions d'études, ce qui suppose des **conditions d'aération constamment propices à la nitrification**.

L'augmentation de la dose d'eau brute à 45 cm/j (au lieu de 30 cm/j) et 200 % de recirculation, soit 135 cm/j au total, constitue une dose élevée et peut présenter des risques pour le long terme dans les conditions expérimentales testées. Une **charge d'EB de 45 cm/j** ainsi qu'un **taux de recirculation de 200 ou 300 %** devront être pensés correctement en terme de dimensionnement du système taille réelle.

D.3.2. Évolution des teneurs au cours de l'étude

Le graphique suivant présente les teneurs en O₂ et CO₂ obtenues pour les différentes phases de l'étude, pour une profondeur de piquage de 35 cm (au plus défavorable) :



Graphique 6 : Évolution des teneurs en O₂ et CO₂ au cours de l'étude

Globalement, les teneurs en O₂ obtenues semblent stables et correctes : les expérimentations ont été réalisées sur des périodes de **stabilité biologique**.

Calcites

Lors de la phase 1, on note que les deux calcites C 2/6 Castres et C 2/4 (origines différentes) évoluent de manière identiques, ce qui nous permet de les dédoubler pour les expérimentations des phases 2 et 3 tout en les comparant.

Impact de la granulométrie

D'autre part, les silices S1 et S2 (identiques) ont des teneurs en O₂ légèrement plus faibles du fait de leur granulométrie plus fine.

Cinétique de renouvellement

Quelque soit le matériau, la cinétique de renouvellement de la phase gazeuse est rapide, de l'ordre d'un à deux jours. Elle se traduit par une remontée totale et rapide des teneurs en oxygène lors d'un d'arrêt d'alimentation. En fonctionnement classique avec une alternance entre les filtres alimentés, de telles cinétiques rapides permettent une meilleure gestion de la croissance de biomasse et donc du colmatage.

D.4. Résultats : traitement des MES et de la DCO

Les tableaux suivants rendent compte des divers rendements et concentrations obtenues lors des expérimentations (données moyennées), selon certaines fréquences d'alimentation et/ou charge hydrauliques appliquées, et pour une stabilisation des performances.

Le **rendement du réacteur** concerne les performances de la colonne, c.à.d. l'élimination de la charge polluante entre ce qui est déversé sur la colonne (diffuseur : eau brute + eau recirculée) et la sortie. Cette donnée est intéressante en terme scientifique afin d'améliorer les performances du système de traitement en lui-même. Le **rendement total** concerne les performances établies entre l'eau brute et l'eau de sortie. Cette donnée est plus intéressante en terme de dimensionnement futur vis-à-vis des normes de rejets. Les **écart-types** de toutes les valeurs inclues dans les tableaux 10 à 16 sont fournis en **annexe 2**.

Fréquence d'alimentation	PHASE 1			PHASE 2			PHASE 3		
	2 heures			1 heure			½ heure		
CH : cm/j Rdmt : %	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total
S1	60	68	81	60	79	94	60	91	98
C 2/4		39	54		88	87		85	98
S2		66	79		85	95		90	98
C 2/6 Castres		39	72		95	98		87	98

Tableau 10 : Rendements en MES

Fréquence d'alimentation	2 heures				1 heure				½ heure			
	CH	[EB]*	[entrée]*	[sortie]*	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]
S1	60	92	70	18	60	213	70	13	60	354	160	6
C 2/4			85	37			206	22			63	8
S2			66	17			121	9			60	6
C 2/6 Castres			50	32			129	16			128	9

* EB = eau brute, entrée = entrée colonne (diffuseur), sortie = sortie colonne (bac de récupération)

Tableau 11 : Concentrations en MES

La teneur en MES de l'effluent brut augmente dans le temps. Il semblerait que cette variation corresponde à un artefact lié au dispositif expérimental : le brassage de l'EB induit une aération et une production de précipités gris. Ces derniers décantent et s'accumulent en fond de cuve, provoquant des dépôts qui ne sont pas éliminés totalement du système malgré les lavages à l'eau claire au moment du changement de lixiviat brut ou les prélèvements lors de bâchées.

Les performances de traitement en MES sont nettement améliorées par la fréquence d'alimentation, puis indépendants de la charge appliquée lors de la 3^{ème} phase de l'étude. En fin d'expérimentation, compte tenu du développement progressif de biomasse, les **rendements sont très bons, supérieurs à 95 %** quelque soit la charge ou le type de support, pour des **concentrations de sorties inférieures à 10 mgMES/L**.

Par ailleurs, ces données confirment le caractère fortement minéral des MES puisqu'elles ne titrent pas en DCO (sans impact sur la DCO) comme on peut le constater en tableau 13.

Fréquence d'alimentation	PHASE 1			PHASE 2			PHASE 3		
	2 heures			1 heure			½ heure		
CH : cm/j Rdmt : %	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total
S1	60	3,1	10,9	60	0,7	8,5	60	4,5	8,8
C 2/4		5,5	11,5		3,3	10,5		2,9	10,4
S2		5,0	12,3	120	1,7	8,3	135	3,1	8,9
C 2/6 Castres		2,9	14,5		3,1	8,1	120	3,5	8,3

Tableau 12 : Rendements en DCO

Fréquence d'alimentation	2 heures				1 heure				½ heure			
<i>CH : cm/j</i> <i>[conc]: mg/L</i>	CH	[EB]*	[entrée]*	[sortie]*	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]
S1	60	310	285	276	60	267	243	245	60	268	251	244
C 2/4			298	281			248	239			247	240
S2			297	282	120		249	246	135		252	244
C 2/6 Castres			296	291			251	246	120		250	245

* EB = eau brute, entrée = entrée colonne (diffuseur), sortie = sortie colonne (bac de récupération)

Tableau 13 : Concentrations en DCO

Les **rendements en DCO** restent globalement **inférieurs à 10 %**, l'effluent étant très réfractaire et peu chargé en matière organique assimilable par la biomasse épuratoire. **Les concentrations de sortie restent donc élevées et supérieures à 240 mgDCO/L**.

D.5. Résultats : traitement de l'azote

D.5.1. Bilan en azote

Le bilan en N se réalise de la manière suivante :

$$\text{Bilan en N} = (\text{NH}_4^+ \text{ entrée} + \text{NO}_3^- \text{ entrée} + \text{NO}_2^- \text{ entrée}) - (\text{NH}_4^+ \text{ sortie} + \text{NO}_3^- \text{ sortie} + \text{NO}_2^- \text{ sortie})$$

Un bilan équilibré doit être nul, ce qui est le cas des colonnes étudiées. On en déduit une absence de réaction de dénitrification dans les colonnes à écoulement vertical. Seules des réactions de nitrification ont lieu au sein des systèmes, ce qui est lié au taux important d'O₂ dans les des colonnes (voir partie D.3).

D.5.2. Performances et conclusions

Fréquence d'alimentation	PHASE 1			PHASE 2			PHASE 3		
	2 heures			1 heure			½ heure		
CH : cm/j Rdmt : %	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total
S1	60	54	84	60	59	86	60	76	93
C 2/4		45	72		64	88		71	91
S2	120	52	78	120	63	84	135	80	91
C 2/6 Castres		37	71		45	78		61	87

Tableau 14 : Rendements en $N-NH_4^+$

Fréquence d'alimentation	2 heures				1 heure				½ heure				
CH : cm/j [conc]: mg/L	CH	[EB]*	[entrée]*	[sortie]*	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	
S1	60	272	95	44	60	242	80	33	60	230	69	16	
C 2/4			141	77			83	30			75	22	
S2			127	61	120		101	37			135	103	21
C 2/6 Castres			125	79			98	54			120	79	30

* EB = eau brute, entrée = entrée colonne (diffuseur), sortie = sortie colonne (bac de récupération)

Tableau 15 : Concentrations en $N-NH_4^+$

Fréquence d'alimentation	2 heures				1 heure				½ heure				
<i>CH : cm/j</i> <i>[conc] : mg/L</i>	CH	[EB]*	[entrée]*	[sortie]*	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	
S1	60	0,5	181	231	60	10,6	164	219	60	6,2	169	224	
C 2/4			134	197			159	215			161	214	
S2			139	213	120		145	202			135	134	214
C 2/6 Castres			148	195			152	196			120	159	211

* EB = eau brute, entrée = entrée colonne (diffuseur), sortie = sortie colonne (bac de récupération)

Tableau 16 : Concentrations en $N-NO_3^-$

Les rendements en NH_4 augmentent fortement avec la fréquence d'alimentation. Ceux-ci doivent cependant être couplés avec une augmentation du développement de la biomasse au sein des réacteurs. Ainsi, les rendements atteints pour une forte fréquence de bâchées (½ heure) sont supérieurs à 90 %, même en conditions de forte charges hydrauliques (S2). Dans ces conditions, les concentrations de sortie en $N-NH_4^+$ **atteignables sont inférieures à 30 mg/L**. D'autre part on observe que l'on peut arriver à tenir de bons niveaux de nitrification avec des charges relativement importantes (jusqu'à 135 cm/j).

En contrepartie, de fortes teneurs en nitrates sont produites en sortie de filtre : > 220 mgN- NO_3^- /L. Afin de respecter le niveau imposé par la police de l'eau (< 100 mgNGL/L), les nitrates doivent être réduits par dénitrification. L'utilisation d'un filtre à écoulement horizontal a été testé dans le cadre de cette étude, les détails sont stipulés en partie E de ce rapport.

D.5.3. Consommation en carbone

Les réactions de nitrification induisent une consommation de carbone. Ce dernier peut notamment être issu des carbonates dissous dans l'eau (HCO_3^-), et/ou du CO_2 atmosphérique, et/ou de la dissolution des éléments carbonatés des matériaux (CaCO_3 , MgCO_3 ,...).

La source de carbone la plus évidente est celle du HCO_3^- dissous dans l'effluent. Selon Cooper et al (1996), cette consommation est telle que :

Consommation théorique en carbonates = $8,64 \text{ gHCO}_3^-/\text{gN-NH}_4^+$ nitrifié
 Soit Consommation théorique en carbonates = $1,6997 \text{ gC/gN-NH}_4^+$ nitrifié

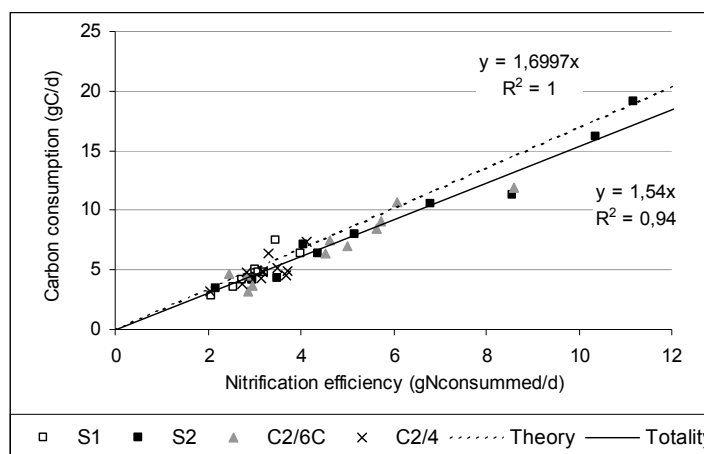
Il devient aisé de comparer la consommation effective à la théorie, calculée ici à partir de la totalité des valeurs obtenues pour chaque matériau :

		Consommation théorique ($\text{gHCO}_3^-/\text{gN-NH}_4^+$)	Consommation réelle ($\text{gHCO}_3^-/\text{gN-NH}_4^+$)	Ecart (%)	Estimation de la consommation en matériau (%matériau/an)
Faibles charges	S1	8,64	7,6	8,3	1,0
	C 2/4		7,6	10,0	2,0
Fortes charges	S2	8,64	7,4	11,4	2,2
	C 2/6 Castres		7,6	10,2	1,6

NOTA : Le calcul à partir des NO_3^- produits ou des NH_4^+ nitrifiés fournit des résultats équivalents

Tableau 17 : Consommation en carbone et en matériau

La même observation peut être faite selon le suivi des paramètres azote N et carbone C consommés :



Graphique 7 : Quantité de carbone consommé selon la quantité d'ammonium oxydé

Il apparaît que la quantité de carbonates consommés dans l'eau est proche de celle théoriquement consommée pour de telles quantités d'ammonium réduit.

D.5.4. Tendance vers un manque en carbonates ?

La consommation en carbonates pour la nitrification est très importante. Doit-on s'attendre à une insuffisance en HCO_3^- dissous où sont-ils présents en excès ? Les données suivantes permettent de répondre à cette interrogation, pour un rendement maximal de nitrification de 92 % en N-NH_4^+ , un taux de recirculation de 300 % et une charge maximale de 120 cm/j :

$[\text{HCO}_3^-]_{\text{effluent brut}}$ (mg/L)	$[\text{HCO}_3^-]_{\text{effluent entrée filtre}}$ observé (mg/L)	$[\text{HCO}_3^-]_{\text{effluent sortie}}$ observé (mg/L)	$[\text{HCO}_3^-]_{\text{effluent sortie}}$ si absence de dissolution du matériau (mg/L) = théorique
2130	1085	680	610

Tableau 18 : Evolution des teneurs en HCO_3^- en entrée et sortie de système

Les données ci-dessus confirment que l'effluent étudié contient des carbonates en excès, ce qui ne remet pas en cause l'utilisation de matériaux siliceux.

Sur la période suivie, on n'observe aucune variation significative de la teneur en carbonates de l'effluent livré, hormis en période de fortes pluies (voir partie A.2). Si les teneurs restent constamment supérieures à 2000 mg HCO_3^- /L en période normale, des matériaux siliceux peuvent être utilisés. Dans le cas où les teneurs tendent à baisser, il est alors nécessaire de prendre un marge de sécurité grâce à l'utilisation de matériaux calciques. Ceci est également vrai pour d'autres implantations de décharges où le substrat local n'apporte pas autant de carbonates que le site de Pioch de Gaïx (substrat local carbonaté et dissous au passage de l'eau dans ce cas précis) et où un manque de carbonates pourrait se faire ressentir.

Durant une semaine, la teneur en HCO_3^- fut de 1600 mg/L : aucune dégradation du traitement n'a été observée. Ceci rassure quant à la pérennité du système.

Dans tous les cas il est préférable de minimiser les risques face à une éventuelle consommation de matériau (> 2 % en fortes charges, voir tableau 17) dans le cas où la quantité de carbonates disponibles serait faible.

Afin d'éviter une perte de matériau conséquente, l'utilisation d'un matériau siliceux est préconisée. De plus, face au risque de manque de carbone disponible pour la nitrification, on peut envisager de mettre une couche de matériaux calciques en surface de filtre (10 à 20 cm d'épaisseur par exemple).

D.6. Analyses de boues

Des dépôts de boue (couleur marron) ont été notés dans les **bacs de récupération** des eaux de sorties des colonnes.

De même, un dépôt s'était formé en **fond de la cuve** de 1 m³ de lixiviats bruts (couleur grise et présence de gros cristaux). Ce dépôt a contribué à un artefact sur le teneur en MES (voir tableau 11) due à l'accumulation de dépôts précipités et décantés en fond de cuve, que même l'agitation ne permettait pas d'éliminer au cours de l'envoi des bâchées.

Enfin, un **léger flaquage de la colonne S2** a été observé en fin d'expérimentation, mis en évidence par une lame d'eau en surface de filtre au moment de l'envoi d'une bâchée. Une **matrice** gris foncé semblait combler les pores entre les graviers siliceux. Une telle constatation n'a rien d'inquiétant du fait :

- de la forte charge reçue par cette colonne au cours de l'étude,
- de l'augmentation de la teneur en MES de l'effluent brut envoyé (formation de précipités dans la cuve de 1 m³),
- de l'absence de période de repos. L'instauration de périodes de repos permet d'éviter toute croissance exponentielle de la biomasse, faute de quoi un risque de colmatage biologique est à prédire.

Des prélèvements de ces boues ont été réalisés, dont voici les résultats des matières volatiles (MV ou matières organiques, exprimées en % massique de l'échantillon) :

	Fonds bacs de récupération		Fond cuve 1 m ³ EB	Matrice colmatante S2
	S1, S2	C2/6 C, C2/4		
MV (%)	5,9	10,8	4,2	5,8

NOTA : A titre de comparaison, sur station d'épuration de type FPR, une boue fraîche (peu minéralisée) contient 60 à 80 % de MV, une boue stabilisée biologiquement (dite « minéralisée ») contient 50 % de MV

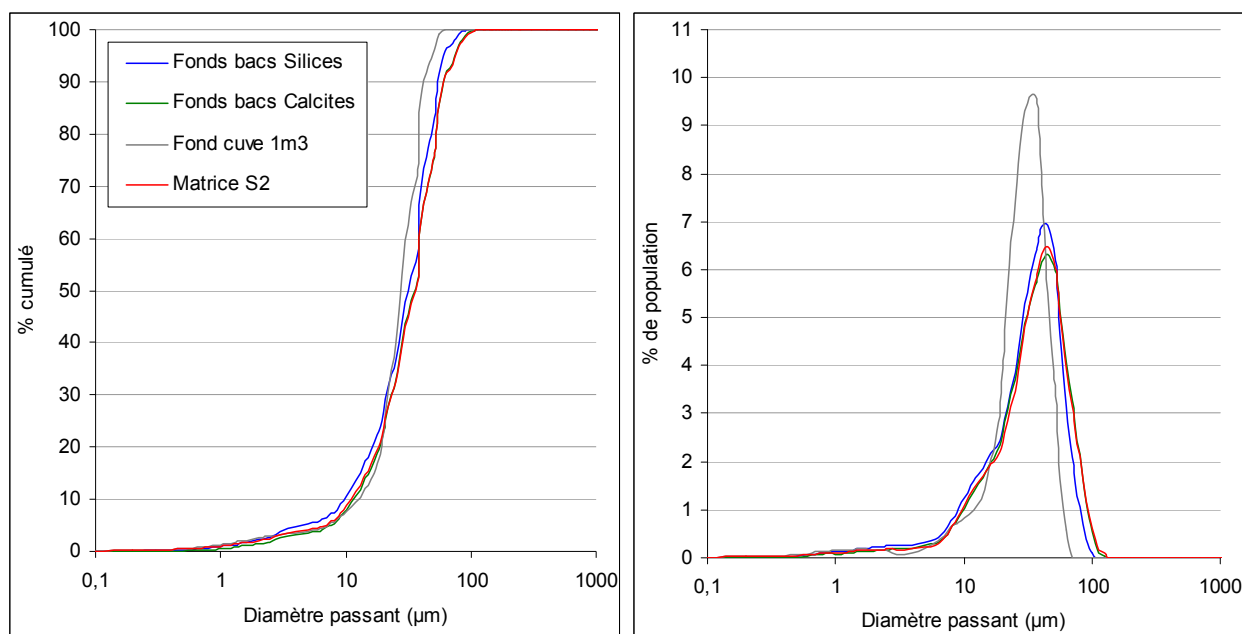
Tableau 19 : Résultats d'analyses de boues

Les résultats d'analyses pour les fond de bacs et le fond de cuve témoignent de **boues fortement minérales** : il s'agit de précipités d'hydroxydes, sables...

De même, la matrice prélevée entre les grains de la colonne S2 prouve qu'il s'agit d'un **colmatage principalement physico-chimique**. Ce colmatage a certainement pour origine les précipités présents dans l'effluent.

Toutefois, l'implantation des **roseaux** a pour but de diminuer fortement ce risque. Les rhizomes et leurs radicules permettent un drainage des effluents en profondeur dans le massif de manière homogène.

Des tests au granulomètre laser viennent compléter les données précédentes. Il s'agit d'analyses granulométriques des MES présentes dans l'effluent ou la boue considérée ainsi que de la répartition de la population de ces MES :



Graphiques 8a et 8b : Courbes granulométriques laser et % de population de MES pour diverses boues analysées

L'eau d'entrée (effluent brut de fond de cuve 1 m³) présente une granulométrie légèrement plus fine que celles de sorties (fonds bacs) ainsi que la matrice de la colonne S2.

Pour conclure, ces boues sont quasiment identiques et fortement minérales. Le diamètre le plus représenté est de 36 à 40 µm (graphique 8b). De telles tailles de grains peuvent être retenues sur du sable classique mais de façon beaucoup plus limitée sur des matériaux grossiers. Dans notre cas les bons rendements en MES observés montrent qu'une partie de ces particules est tout de même retenue

dans le système : **l'utilisation de sable dans le cas des lixiviats de décharges est à proscrire** afin de limiter tout risque de colmatage physique.

Une attention particulière doit être portée sur cette problématique de colmatage, notamment dans les choix de :

- la mise en place d'une fosse de décantation en tête de filière,
- la granulométrie du support filtrant suffisamment grossière,
- une charge hydraulique applicable correcte,
- une durée des périodes de repos et des périodes d'alimentation adaptée.

E. ESTIMATION DU POTENTIEL DE DÉNITRIFICATION

Les réactions de dénitrification nécessitent un ratio DCO/N-NO₃ supérieur à 4 (Chiu et Chung, 2003) ce qui est le cas en sortie des colonnes où ce ratio atteint facilement 5. Cependant, le carbone n'est pas disponible car la DCO est présent sous forme réfractaire : seul un maximum de 10 % de la DCO semble assimilable par les micro-organismes.

Un ajout de carbone est envisagé pour permettre une dénitrification acceptable des nitrates produits en grande quantité dans le cas de cette étude ([N-NO₃] > 150 mg/L). Une première estimation des capacités de dénitrification sans adjuvant carboné est toutefois réalisée en pilote à écoulement horizontal saturé.

E.1. Dispositif expérimental

Un pilote correspondant à un lit à écoulement horizontal a été installé après les colonnes. Les sorties de chaque colonne (bacs de récupération) sont récupérées de manière gravitaire et en continu, puis une pompe alimente le lit à un débit très faible et contrôlé (29 mL/min durant 15 min, toutes les 2 h). Une surverse en fin de filtre permet de maintenir des conditions propices à la dénitrification (saturation en effluent : anoxie, anaérobie) et un temps de séjour supérieur à 1 jour.

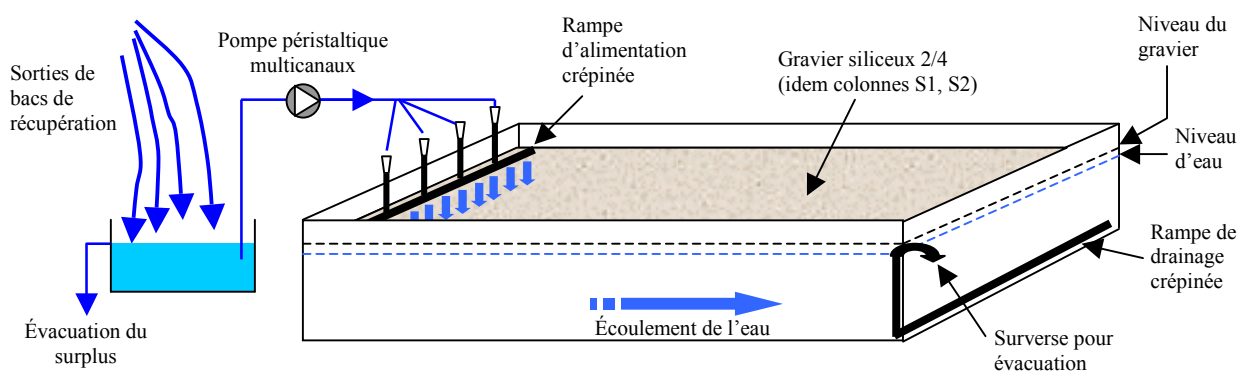


Figure 7 : Dispositif expérimental de dénitrification

Le dimensionnement du filtre est le suivant :

- hauteur de matériau = 9,5 cm, hauteur en eau = 9 cm,
- longueur = 47 cm, largeur = 40 cm,
- soit un volume de matériau en eau de 16,9 L.

Avec une porosité de 38 %, le volume de porosité (volume d'eau) est de 6,4 L. Le débit d'entrée étant de 5,2 L/j, le **temps de séjour théorique** est de **1,2 jour**.

E.2. Résultats et interprétations

La colonisation du matériau par la biomasse et l'établissement des réactions de dénitrification nécessite au minimum un mois. Ce filtre a été alimenté pendant 39 jours, du 19/01/09 au 27/02/09.

Au terme de cette période, des prélèvements d'effluents d'entrée et de sortie ont été réalisés :

	[Entrée] mg/L	[Sortie] mg/L	Rendement d'élimination
N-NH ₄ ⁺	28,3	23,6	16,5 %
N-NO ₃ ⁻	205	212	0 %
N-NO ₂ ⁻	3,5	4,9	0 %

NOTA : Deux prélèvements ont été effectués en fin de période de test, ce tableau présente des moyennes, les écart-types étant très faibles

Tableau 20 : Performances de traitement du filtre horizontal

On constate aisément qu'**aucune dénitrification n'a lieu dans le filtre horizontal**. Seule une faible nitrification a lieu, du fait de la présence de zones aérobies ou anoxiques : ceci est couramment constaté sur stations à filtres plantés de roseaux où l'étage horizontal permet une dénitrification mais également un complément de nitrification. De plus, le lit est alimenté en bactéries nitrifiantes contenues dans l'effluent issu des colonnes à écoulement vertical : l'activité nitrifiante perdure.

Ces résultats viennent donc étayer la thèse selon laquelle un **manque de carbone disponible** pour la biomasse empêche toute réaction de dénitrification. L'ajout de carbone sous forme organique sera donc nécessaire à l'élimination des fortes teneurs en nitrates produits : voir partie F.2.

F. CONCLUSION – PERSPECTIVES

F.1. Filtres verticaux

L'étude bibliographique issue des expériences de El Mossaoui (partie A.5) indiquaient un maximum de nitrification d'environ 45 %. Avec recirculation, on constate qu'il est possible :

- d'atteindre 90 % de rendement en N-NH_4^+ comme constaté par Rustige et Nolde (2007) à plus faible charge ;
- d'apposer des charges hydrauliques largement supérieures à celles utilisées pour des eaux usées (37 cm/j) : de 60 à 120 cm/j, couplées à une forte fréquence d'alimentation (une bâchée toutes les $\frac{1}{2}$ heures).

Les performances de traitement atteignables sur le premier étage vertical à recirculation (300 %) sont les suivantes, pour des CH de 60 à 120 cm/j :

	MES	DCO brute	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	NGL
Concentration EB (mg/L)	46	280 à 340	250	< 1	< 5	250
Concentration sortie (mg/L)	< 10	> 240	< 30	> 220	< 10	250
Rendement total	> 95 %	< 10 %	> 90 %	-	-	-

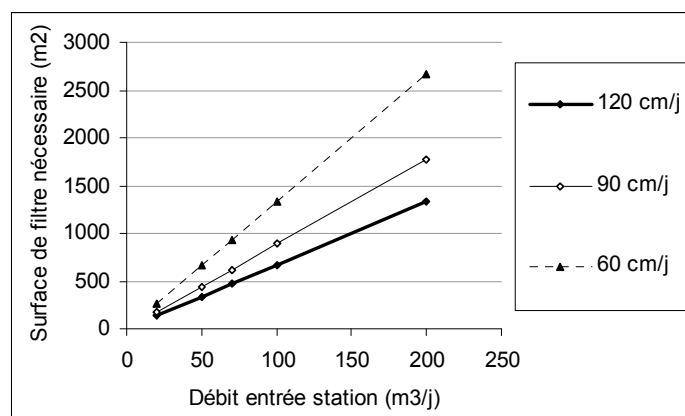
Tableau 21 : Performances de traitement atteignables (calculs sur moyennes)

Les performances en azote ammoniacal et MES sont très correctes, de même que les concentrations de sorties respectives. La DCO reste le paramètre difficilement réductible de part le caractère fortement réfractaire de l'effluent. Seul un traitement physico-chimique permettrait un abattement suffisant.

Les expérimentations se sont réalisées en phase de stabilisation biologiques comme en témoignent les teneurs stables en oxygène relevées au sein des réacteurs. Ces teneurs en O_2 indiquaient également des **bonnes capacités d'oxygénation** des massifs même en cas de fortes charges. On notera que les limites du système, dans les conditions opératoires testées (pas de période de repos), ont été approchées avec la colonne S2 : l'augmentation de la dose d'eau brute à 45 cm/j au lieu de 30 cm/j présente des risques pour la pérennité du système sur le long terme pour une alimentation continue. Une charge hydraulique de **30 cm/j d'EB** semble donc sécuritaire pour le dimensionnement, soit **120 cm/j** au total pour un **taux de recirculation de 300 %**.

La **fréquence d'alimentation d' $\frac{1}{2}$ heure** semble augmenter fortement les rendements d'élimination en azote ammoniacal. Mais ceci doit être couplé avec la courte durée de l'étude et l'installation encore progressive de la biomasse au sein des systèmes, sans périodes de repos.

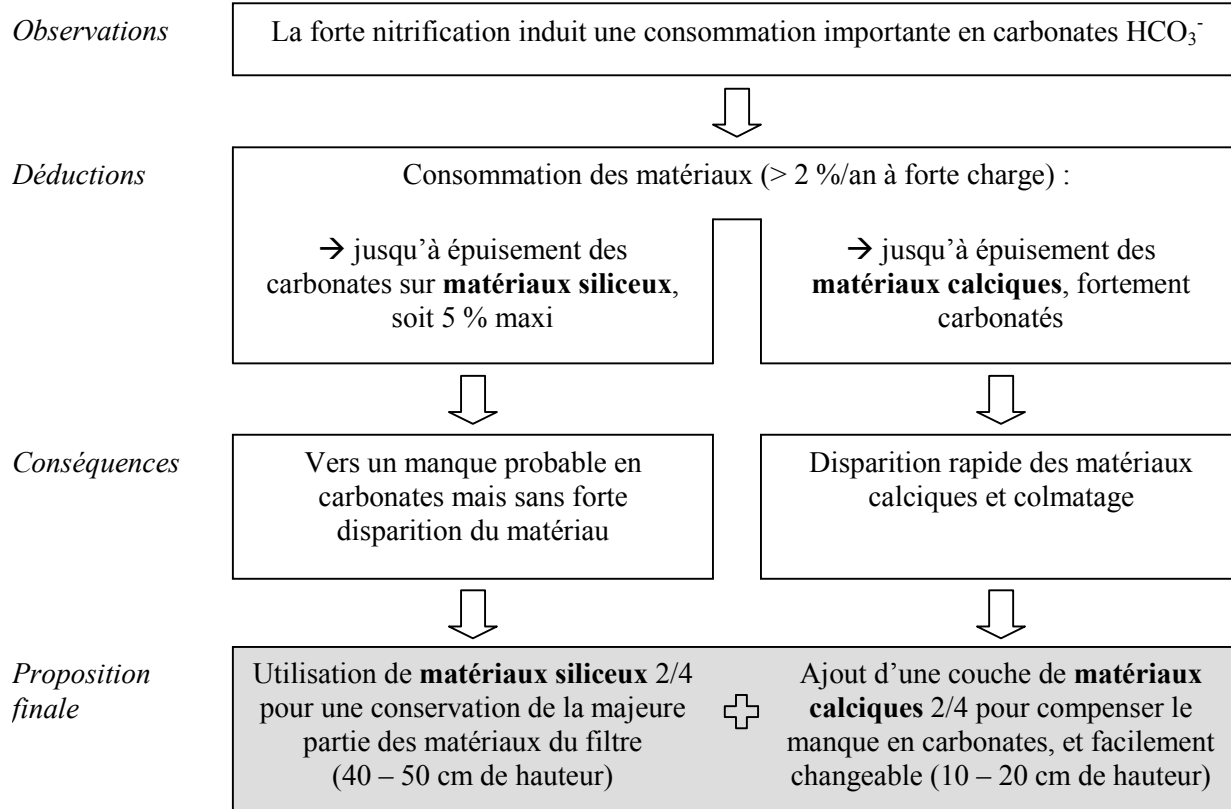
Cette troisième phase des expérimentations démontre qu'il est possible d'atteindre plus de 90 % de rendement en N-NH_4^+ pour des charges hydrauliques totales de 60 à 120 cm/j, une fréquence de bâchées d' $\frac{1}{2}$ heure et 300 % de recirculation. Sur station en taille réelle et selon ces mêmes conditions, la surface totale de filtres verticaux nécessaire serait de **620 m²** pour un débit journalier d'**eaux brutes de 70 m³/j** (prescriptions issues de la police de l'eau chargée du contrôle des rejets de la décharge du Pioch de Gaïx, sur discussions en février 2009) et l'utilisation de **2 filtres verticaux en alternance** par sécurité :



Graphique 9 : Estimation de la surface totale de filtres verticaux nécessaire selon le débit admis

Afin d'effectuer une rotation des filtres selon le rythme de 3,5 jours d'alimentation suivis de 3,5 jours de repos, l'étage vertical est découpé en 2 filtres identiques de surface spécifique d'environ 310 m².

Choix des matériaux :



Afin de prévenir d'éventuels risques de colmatage physique (sous-entendu par le léger flaquage de la colonne S2 fortement chargée), la granulométrie préconisée est 2/4 (de même que la calcite 2/4 dite « Dousselin » utilisée).

F.2. Filtre horizontal

La mise en place du filtre horizontal a confirmé la nécessité d'un apport de carbone organique pour les réactions de dénitrification. Un adjuvant carboné très facilement biodégradable est requis, tel que le méthanol ou la glucose. Ce composant doit être totalement dégradé au cours du traitement afin de n'en retrouver aucune trace en sortie (risque d'augmentation de la teneur en DCO).

L'ajout de d'adjuvant carboné nécessaire, en considérant un **ratio DCO_{nécessaire}/N-NO₃produit optimal de 4 et 70 m³/j de lixiviats bruts** à traiter (dont un taux de recirculation de **300 %** et CH de **120 cm/j** sur filtres verticaux) est le suivant :

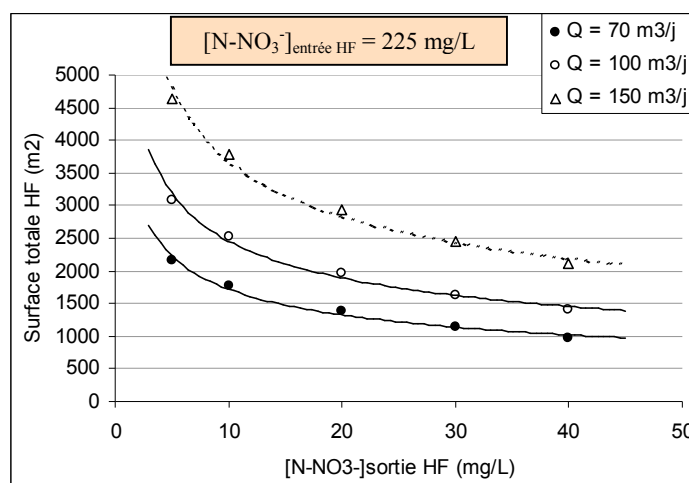
	Formule brute	Demande en DCO (gDCO/g de méthanol ou glucose)	Densité	Quantité nécessaire (kg de méthanol ou glucose /j)	Volume nécessaire (L de méthanol ou glucose /j)
Méthanol	CH ₃ OH	1,50	0,8	≈ 40	≈ 33
Glucose	C ₆ H ₁₂ O ₆	1,07	(poudre)	≈ 60	(poudre)

Tableau 22 : Estimation des besoins en adjuvant carboné organique pour la dénitrification

Le méthanol est le substrat carboné le plus utilisé en station d'épuration. Attention toutefois à son caractère « combustible facilement inflammable » (famille des alcools). L'utilisation du glucose (famille des glucides) impose plus de contraintes d'exploitation car il est sous forme de poudre et plus difficilement injectable dans le système.

Le glycérol a également été étudié puisqu'il est moins cher que le méthanol : ce substrat carboné exogène présente des vitesses de dénitrification supérieures au méthanol. Là encore, les contraintes d'exploitation sont liées à une viscosité plus importante que le méthanol.

La surface totale du filtre horizontal (HF) selon de débit entrant sur la station (eau brute) est déterminée par le graphique suivant :



Graphique 10 : Estimation de la surface totale de filtre horizontal nécessaire selon le débit admis

Les données du graphique ci-dessus sont issues des observations de terrain de la station d'épuration expérimentale d'Evieu (01) où les phénomènes de nitrification/dénitrification ont fait l'objet d'un suivi rigoureux (Molle et al, 2006b) : le détail des calculs est présenté en annexe 3. Il permettent, pour la présente étude, de garantir des concentrations de **sorties inférieures à 20 mgN-NO₃/L** pour une surface de filtre de **1500 m²** et un débit de **70 m³/j**. Le temps de séjour de l'effluent dans le système à percolation horizontale serait de **4 à 5 jours** pour un matériau filtrant à 40 % de porosité (matériau siliceux 2/6 classique).

Un tel filtre fonctionne en alimentation continue, sans période de repos, afin de créer des conditions d'anaérobie/anoxie propices à la dénitrification. Selon les contraintes de terrain, il peut être fractionné en plusieurs lit alimentés en parallèle.

BIBLIOGRAPHIE

Agence de l'Eau RM&C (2005) *Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux (Ouvrage Collectif) « Epuraton des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes - Recommandations techniques pour la conception et la réalisation »* 45p.

Chiu Y.C., Chung M.S. (2003) « Determination of optimal COD/nitrate ratio for biological denitrification » *International Biodeterioration and Biodegradation*, vol 51, p43-49.

Audouin C. (2009) « Approche du colmatage biologique des systèmes d'infiltration-percolation en assainissement des eaux usées domestiques » *Mémoire de stage Génie des Procédés, Université de Technologie Compiègne et Cemagref Lyon*, 50p.

Bolomey G. (2006) « Optimisation des systèmes de filtres plantés à écoulement vertical et d'infiltration percolation par analyse de gaz » *Mémoire de Master en Sciences Naturelles de l'Environnement, Université de Genève et Cemagref Lyon*, 107p.

Cooper P., Job D.G., Green M.B., Shutes R.B.E. (1996) « Reed Beds & Constructed Wetlands for Wastewater Treatment » *Severn Trent Water, WRc*, 184p.

Dong Z. (2006) « Nitrogen removal by different pathways in constructed wetland » *Rapport de stage, Cemagref Lyon*, 68p.

El Mossaoui M. (2001) « L'infiltration percolation en traitement des eaux usées. Étude des performances et adaptation du procédé. » *Thèse - Fondation Universitaire Luxembourgeoise*, 226p.

Molle P. (2003) « Filtres plantés de roseaux : limites hydrauliques et rétention du phosphore » *Thèse Cemagref Lyon - Université de Montpellier*, 267p.

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 » *Water Science & Technology*, vol 51, n°9, p11-21.

Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A. (2006) « Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads » *Water Research*, n°40, p606-612.

Molle P., Prost-Boucle S., Liénard A. (2008) « Potential of total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands : a full scale experiment study » *Ecological Engineering*, vol 34, n°1, p23-29.

Kadlec R.H., Knight R.L. (1996) « *Treatment Wetlands* » *CRC Press, Boca Raton*, 893p.

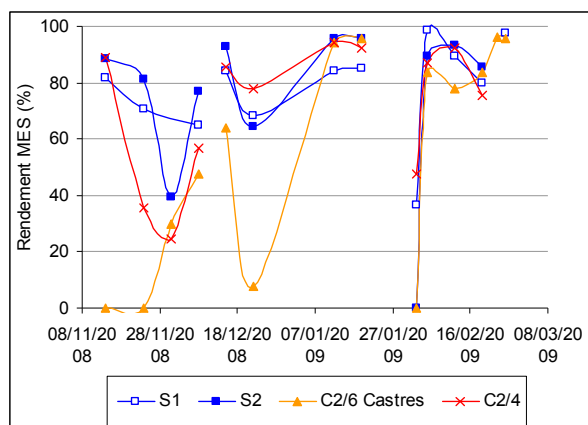
Rustige H., Nolde E. (2007) « Nitrogen elimination from landfill leachates using an extra carbon source in subsurface flow constructed wetlands » *Water Science & Technology*, vol 56, n°3, p125-133.

Van der Howen J.A.M., Valsami-Jones E. (2001) « The application of calcium phosphate precipitation chemistry to phosphorus recovery : the influence of organic ligands » *Environmental Technology*, vol 22, p1325-1335.

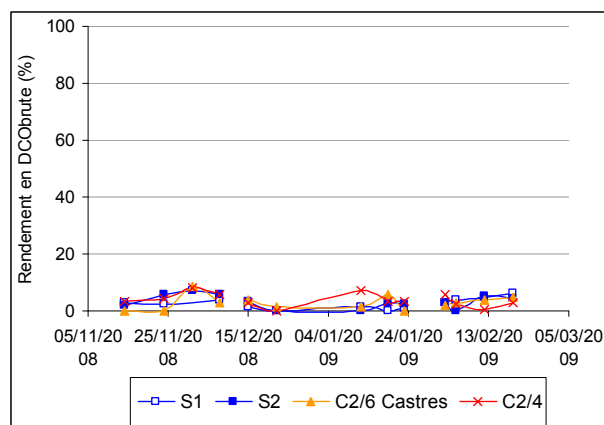
Vymazal J., Brix H., Cooper P., Green M.B., Haberl R. (1998) « *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe* » *Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands*, p95-121.

ANNEXE 1

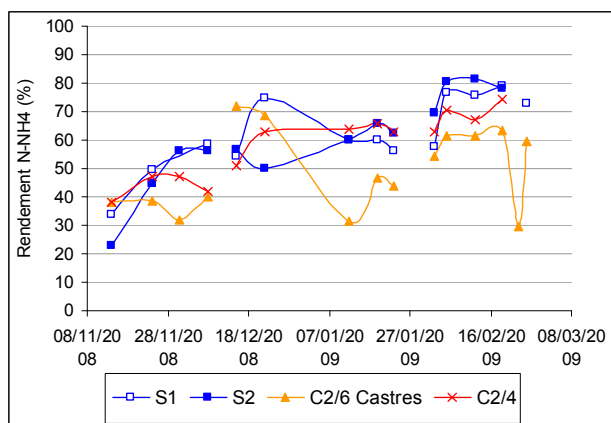
Évolution des performances pour les paramètres étudiés :



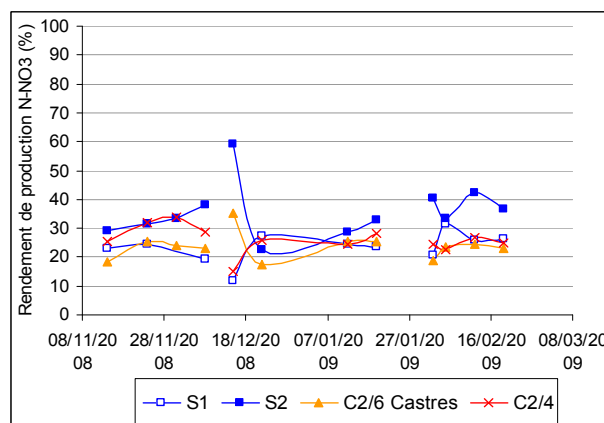
Rendements MES



Rendements DCO



Rendements N-NH₄⁺



Rendements production N-NO₃⁻

ANNEXE 2

Performances et concentrations en période de stabilisation biologique pour les paramètres étudiés :

Fréquence d'alimentation	PHASE 1			PHASE 2			PHASE 3		
	2 heures			1 heure			½ heure		
CH : cm/j Rdmt : %	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total
S1	60	68 ± 4	81 ± 11	60	79 ± 9	94 ± 4	60	91 ± 9	98 ± 1
C 2/4		39 ± 16	54 ± 30		88 ± 9	87 ± 13		85 ± 9	98 ± 1
S2		66 ± 23	79 ± 9	120	85 ± 18	95 ± 5	135	90 ± 4	98 ± 1
C 2/6 Castres		39 ± 12	72 ± 18		95 ± 1	98 ± 1	120	87 ± 8	98 ± 1

Rendements en MES

Fréquence d'alimentation	2 heures				1 heure				½ heure			
<i>CH</i> : cm/j <i>[conc]</i> : mg/L	CH	[EB]*	[entrée]*	[sortie]*	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]
S1	60	92	70 ± 24	18 ± 4	60	213	70 ± 34	13 ± 4	60	354	160 ± 133	6 ± 3
C 2/4			85 ± 33	37 ± 22			206 ± 65	22 ± 7			63 ± 33	8 ± 1
S2			66 ± 25	17 ± 10	120		121 ± 71	9 ± 5	135		60 ± 24	6 ± 0
C 2/6 Castres			50 ± 14	32 ± 15			129 ± 37	16 ± 15	120		128 ± 107	9 ± 1

Concentrations en MES

Fréquence d'alimentation	PHASE 1			PHASE 2			PHASE 3		
	2 heures			1 heure			½ heure		
CH : cm/j Rdmt : %	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total
S1	60	3,1 ± 0.7	10,9 ± 5.9	60	0,7 ± 0.7	8,5 ± 4.3	60	4,5 ± 1.3	8,8 ± 3.0
C 2/4		5,5 ± 2.1	11,5 ± 7.1		3,3 ± 2.5	10,5 ± 4.5		2,9 ± 2.0	10,4 ± 1.9
S2		5,0 ± 2.3	12,3 ± 5.8	120	1,7 ± 1.6	8,3 ± 5.4	135	3,1 ± 2.1	8,9 ± 2.3
C 2/6 Castres		2,9 ± 4.1	14,5 ± 3.0		3,1 ± 2.0	8,1 ± 3.7	120	3,5 ± 1.3	8,3 ± 1.6

Rendements en DCO

Fréquence d'alimentation	2 heures				1 heure				½ heure			
<i>CH</i> : cm/j <i>[conc]</i> : mg/L	CH	[EB]*	[entrée]*	[sortie]*	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]
S1	60	310 ± 42	285 ± 14	276 ± 14	60	267 ± 9	243 ± 18	245 ± 13	60	268 ± 7	251 ± 5	244 ± 7
C 2/4			298 ± 24	281 ± 19			248 ± 17	239 ± 14			247 ± 9	240 ± 7
S2			297 ± 21	282 ± 14	120		249 ± 24	246 ± 24	135		252 ± 8	244 ± 4
C 2/6 Castres			296 ± 23	291 ± 21			251 ± 17	246 ± 12	120		250 ± 8	245 ± 7

Concentrations en DCO

Fréquence d'alimentation	PHASE 1			PHASE 2			PHASE 3		
	2 heures			1 heure			½ heure		
CH : cm/j Rdmt : %	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total	CH	Rdmt réacteur	Rdmt total
S1	60	54 ± 6	84 ± 4	60	59 ± 2	86 ± 0	60	76 ± 3	93 ± 1
C 2/4		45 ± 3	72 ± 3		64 ± 1	88 ± 0		71 ± 4	91 ± 1
S2	120	52 ± 7	78 ± 4	120	63 ± 3	84 ± 0	135	80 ± 2	91 ± 1
C 2/6 Castres		37 ± 4	71 ± 2		45 ± 2	78 ± 0	120	61 ± 2	87 ± 1

Rendements en $N-NH_4^+$

Fréquence d'alimentation	2 heures				1 heure				½ heure			
<i>CH : cm/j</i> <i>[conc] : mg/L</i>	CH	[EB]*	[entrée]*	[sortie]*	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]
S1	60	272 ± 2	95 ± 10	44 ± 11	60	242 ± 1	80 ± 6	33 ± 1	60	230 ± 9	69 ± 16	16 ± 3
C 2/4			141 ± 9	77 ± 8			83 ± 6	30 ± 1			75 ± 1	22 ± 3
S2			127 ± 5	61 ± 10	120		101 ± 7	37 ± 1	135		103 ± 7	21 ± 2
C 2/6 Castres			125 ± 2	79 ± 7			98 ± 5	54 ± 1	120		79 ± 3	30 ± 2

Concentrations en $N-NH_4^+$

Fréquence d'alimentation	2 heures				1 heure				½ heure			
<i>CH</i> : cm/j <i>[conc]</i> : mg/L	CH	[EB]*	[entrée]*	[sortie]*	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]	CH	[EB]	[entrée]	[sortie]
S1	60	0,5 ± 0	181 ± 27	231 ± 24	60	10,6 ± 14	164 ± 3	219 ± 9	60	6,2 ± 7	169 ± 22	224 ± 11
C 2/4			134 ± 3	197 ± 5			159 ± 5	215 ± 2			161 ± 10	214 ± 8
S2			139 ± 15	213 ± 31	120		145 ± 8	202 ± 4	135		134 ± 14	214 ± 10
C 2/6 Castres			148 ± 7	195 ± 5			152 ± 41	196 ± 41	120		159 ± 9	211 ± 8

Concentrations en $N-NO_3^-$

ANNEXE 3

Détails des calculs de surface nécessaire au dimensionnement du filtre horizontal :

La pollution éliminée J sur une section de filtre considérée est égale à :

$$J = k (C - C^*)$$

Avec : J = masse éliminée par unité de temps et de surface, ou charge organique annuelle ($\text{g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$),

k = constante globale de dégradation à une température T°C (m.an^{-1}),

C = concentration du paramètre considéré (DCO, NO_3^- ...) sur la section de filtre,

C* = concentration d'équilibre (métabolites des micro-organismes et matières réfractaires), c'est à dire concentration en bruit de fond (mg.L^{-1}).

On a donc pour un débit constant, selon l'expérience de l'IWA (2000) :

$$-Q \cdot \frac{dC}{dy} = J \cdot A = k \cdot A \cdot (C - C^*)$$

Avec : y = fraction de distance au travers du filtre (sans unité).

Le signe '-' précise ici qu'il s'agit bien d'une perte de matière par le biais d'une dégradation.

Par intégration, on obtient finalement : $\left(\frac{C_{\text{out}} - C^*}{C_{\text{in}} - C^*} \right) = e^{-k \cdot A / Q}$

Ainsi, Kadlec et Knight (1996) proposèrent une version de dimensionnement : le **modèle k-C*** :

$$A = -\frac{Q}{k} \cdot \left(\frac{C_{\text{out}} - C^*}{C_{\text{in}} - C^*} \right)$$

C* est un bruit de fond inévitable qui peut être estimé sur des systèmes faiblement chargés, d'un long temps de séjour, et se traduisant par une asymptotique de la concentration en fonction de la distance à l'entrée. Pour certains polluants (**nitrites**, phosphore, NH_4^+) dont la valeur estimée C* est proche de zéro, l'équation est réduite sous la forme (IWA, 2000) :

$$A = \frac{Q}{k} \cdot (\ln C_{\text{in}} - \ln C_{\text{out}})$$

Mais toutes ces formules ne sont qu'empiriques puisque des incertitudes concernant C* et k résident. En effet, les caractéristiques des filtres varient de manière conséquente en fonction des matériaux filtrants, du gradient hydraulique, de l'âge de la station, du type de végétaux, des saisons, etc. ; les résultats restent donc à manier avec précautions. De même, on ne peut prédire par avance si la concentration de sortie C_{out} ayant servi au dimensionnement sera atteinte lorsque la station fonctionnera réellement...

Il n'existe donc pas de consensus possible sur la valeur de k puisqu'il s'agit d'une mesure globale de la cinétique : elle est fonction de la cinétique de dégradation de la pollution, de la température de l'effluent, de la porosité du lit, etc. Mais en dépit de la variabilité des paramètres les données empiriques ont permis de confirmer l'intérêt du modèle piston. Il permet de calculer, de manière simple, la surface d'un filtre en fonction d'un rendement attendu, c'est à dire les concentrations de sortie d'un filtre en fonction d'une concentration d'entrée donnée.

Pour des réactions de dénitrification (polluants concernés : nitrates NO_3^-), le coefficient k vaut 50 m/an. Suite au suivi réalisé sur la station d'Evieu, cette valeur semble plus proche de 45 m/an. Le tableau et les graphiques suivants synthétisent les résultats obtenus pour différentes concentrations d'entrée de filtre HF, débits d'entrée station et concentrations de sortie de HF visées :

C_{in} N-NO₃ (mg/L)	Q (L/j)	C_{out} N-NO₃ (mg/L)	Surface (m ²)	Tps de séjour (jours)
200	70000	5	2094	6,0
200	70000	10	1701	4,9
200	70000	20	1307	3,7
200	70000	30	1077	3,1
200	70000	40	914	2,6
200	100000	5	2992	6,0
200	100000	10	2430	4,9
200	100000	20	1868	3,7
200	100000	30	1539	3,1
200	100000	40	1305	2,6
200	150000	5	4488	6,0
200	150000	10	3645	4,9
200	150000	20	2801	3,7
200	150000	30	2308	3,1
200	150000	40	1958	2,6
225	70000	5	2161	6,2
225	70000	10	1768	5,1
225	70000	20	1374	3,9
225	70000	30	1144	3,3
225	70000	40	981	2,8
225	100000	5	3088	6,2
225	100000	10	2525	5,1
225	100000	20	1963	3,9
225	100000	30	1634	3,3
225	100000	40	1401	2,8
225	150000	5	4631	6,2
225	150000	10	3788	5,1
225	150000	20	2945	3,9
225	150000	30	2451	3,3
225	150000	40	2101	2,8
250	70000	5	2221	6,3
250	70000	10	1828	5,2
250	70000	20	1434	4,1
250	70000	30	1204	3,4
250	70000	40	1040	3,0
250	100000	5	3173	6,3
250	100000	10	2611	5,2
250	100000	20	2049	4,1
250	100000	30	1720	3,4
250	100000	40	1486	3,0
250	150000	5	4760	6,3
250	150000	10	3916	5,2
250	150000	20	3073	4,1
250	150000	30	2580	3,4
250	150000	40	2230	3,0

