



Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
ET DE LA PÊCHE

Document technique

FNDAE n° 34

Fonds national pour le développement
des adductions d'eau

Le traitement du carbone et de l'azote pour des stations
d'épuration de type boue activée confrontées à des fortes
variations de charge et à des basses températures

Cas des stations touristiques hivernales de montagne



Jean-Pierre CANLER – Jean-Marc PERRET – Jean-Marc CHOUBERT

Ministère de l'Agriculture et de la Pêche

FNDAE

Document technique



Jean-Pierre Canler – Jean-Marc Perret – Jean-Marc Choubert



Département Milieux Aquatiques, qualité et rejets

Unité de recherche Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions

Groupement de Lyon

3 bis, Quai Chauveau - CP 220

69336 LYON cedex 09

Tél. 04 72 20 87 87 - Fax 04 78 47 78 75

Cemagref 2007

ISBN : 978 2 85362 670 9

Ce document est issu d'un travail collectif des équipes « traitement des eaux résiduaires » du Cemagref et plus particulièrement de l'équipe du groupement de Lyon, avec l'aide importante d'Ella Labonne, stagiaire de l'INSA de Toulouse.

Un document de synthèse aussi complet a pu aboutir grâce à l'aide financière complémentaire de l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. Cette aide a permis l'étude poussée de la filière biofiltration (annexée à ce document de synthèse) et l'étude de l'alternance des réacteurs biologiques de la filière boue activée.

Nous tenons aussi à remercier les Maîtres d'ouvrages pour la mise à disposition de leur installation ainsi que les exploitants des stations étudiées pour leur aide dans le bon déroulement de l'étude : installations de Barcelonnette (05), Saint Jean de Sixt (74), Les Ménuires (73) et Bozel (73). Enfin, un dernier remerciement est adressé à l'équipe de chimie des eaux du Cemagref de Lyon pour leur importante participation au volet analytique de ces études.



Préambule.....6

Chapitre 1 - Traitement biologique en zone de montagne 7

Chapitre 2 - Le procédé boue activée 9

Description de la filière..... 9

Cas du traitement du carbone..... 10

Cas du traitement de l'azote 15

Cas du traitement du phosphore 17

Chapitre 3 - Définition de la variation de charge et évolution « type » de la montée en charge 19

Autres contraintes en montagne..... 23

Chapitre 4 - Traitement du carbone par le procédé boue activée : variation de charge limite 26

Rappel du contexte 26

Définition des différentes limites 28

Synthèse des résultats obtenus sur site et par simulation 29

Effet de la variation du volume de réacteur biologique..... 31

Cas particulier du procédé Boue activée équipée de la technique membranaire 34

Chapitre 5 - Traitement de l'azote par le procédé boue activée : variation de charge limite 36

Rappel du contexte 36

Définition des différentes limites 37

Résultats et synthèses..... 37

Taux de croissance de la biomasse autotrophe 37

Charge massique de dimensionnement 38

4

Variation de charge testée.....	38
Etude de différentes configurations permettant de traiter une variation de charge supérieure	40
Conclusion générale.....	45
Bibliographie.....	47
Annexes.....	48
Annexe 1 - Rappels des différentes étapes de traitement d'une station d'épuration et les rendements escomptés.....	49
Annexe 2 - Inventaire des principales filières de traitement et exemples de configuration.....	50
Annexe 3 - Traitement biologique par boue activée.....	53
Annexe 4 - Traitement du carbone.....	60
Annexe 5 - Traitement de l'azote.....	62
Annexe 6 - Le procédé Biofiltration : synthèse sur la problématique charges variables.....	70



La construction ou la mise à niveau de stations d'épuration situées en zone touristique de montagne présente d'importantes difficultés lors du dimensionnement du fait de contraintes spécifiques liées à ces collectivités.

Selon la sensibilité du milieu, un type de traitement (carbone, azote et/ou phosphore) est retenu avec des volumes d'ouvrages plus ou moins importants en raison des faibles températures retenues et rencontrées en période de pointe hivernale et du type de traitement recherché. Pour un procédé donné (boue activée, biofiltration,...), il existe une variation de charge limite à ne pas dépasser pour maintenir la qualité des eaux rejetées. Ce coefficient de charge limite est aussi fonction du type de traitement retenu, de la configuration de la filière et des paramètres de fonctionnement appliqués. Plus le niveau de rejet est poussé et plus le dimensionnement de l'installation est important, souvent pour de courtes périodes en raison de l'activité touristique hivernale de montagne dont la durée de la pointe est souvent limitée aux vacances scolaires. Dans ce cas, la sensibilité d'un milieu récepteur devra être bien étudiée, en particulier le niveau de rejet demandé au moment de la pointe de charge hivernale avant d'arrêter les niveaux de rejet les plus appropriés, en particulier pour le traitement de l'azote dont les dimensionnements impliquent des ouvrages très importants pour des courtes périodes de pointe de charge et deviennent pénalisant d'un point de vue économique.



L'objectif de ce document est :

- De rappeler les contraintes spécifiques importantes de ce type de collectivité.
- D'identifier, pour le procédé boue activée, le coefficient de charge limite à ne pas dépasser pour le respect de la qualité des rejets tout au long de la période de pointe de charge avec :
 - pour le traitement du carbone, le respect des valeurs suivantes :

Paramètres	Valeurs
DCO	≤ 125 mg/L
DBO ₅	≤ 25 mg/L
MES	≤ 35 mg/L

Ces valeurs doivent être obtenues d'une façon permanente y compris durant la période de montée en charge.

- pour le traitement de l'azote, le non-dépassement du 15 mg d'azote totale/L en sortie sera fixé. Cette contrainte sur la pollution azotée n'est pas liée au classement de la collectivité en zone sensible en fonction de sa taille mais plutôt à la sensibilité ou non du milieu récepteur concernant l'ammoniaque (composé toxique pour le poisson) et en retenant la valeur la moins contraignante. Il faut rappeler que dans le cas de la filière boue activée classique, la dénitrification ne peut pas être évitée ce qui entraîne un rejet en azote kjeldahl de l'ordre de 10 mg/L pour respecter le niveau de rejet en azote global de 15 mg de NGL/L.



En raison de l'aspect réglementaire, les filières de traitement biologique sont devenues incontournables pour atteindre les normes de rejet (cf. annexe 1) prescrites par les derniers textes à l'exception des collectivités situées au dessus de 1500 m d'altitude pour lesquelles le degré de traitement est fonction de la sensibilité du milieu récepteur.

Les procédés biologiques les plus couramment utilisés sont de type aérobies. Leur mise en régime est lente car elle dépend du taux de croissance de la biomasse installée qui est différent selon le type de traitement retenu :

- Le traitement du carbone et du phosphore sont réalisés par une biomasse hétérotrophe, avec des taux de croissance élevés.
- Le traitement de l'azote (étape de nitrification) est effectué par la biomasse autotrophe avec des taux de croissance nettement plus faibles.

Les procédés biologiques peuvent schématiquement être classés en deux grandes catégories :

- Les cultures libres dont les boues activées et le lagunage.
- Les cultures fixées avec les lits bactériens, les disques biologiques, les biofiltres et les filtres plantés ou non de roseaux sur support fin (sable).

Cependant, dans le contexte des collectivités touristiques de montagne, et en dehors des performances attendues, d'autres critères doivent être pris en considération pour le choix du procédé (cf. annexe 2) comme par exemple leur

emprise au sol, la température des eaux à traiter, la rigueur du climat, la topographie et la nature du sol, les coûts d'investissement et d'exploitation, les charges à traiter Basse Saison et Haute Saison,.... Les deux procédés fréquemment retenus compte tenu de ces critères sont les procédés boue activée et biofiltration (cf. annexe 2).

Les autres procédés de type extensifs comme le lagunage et les cultures fixées sur support fin (filtres à sable plantés ou non) ont été écartés de l'étude en raison de leur sensibilité aux faibles températures et de leur forte emprise au sol : surface et profondeur due au surcreusement des bassins à mettre en œuvre (lagunage).

Par contre, les disques biologiques pourraient être préconisés dans le contexte de la variation de charge à basse température en raison de leur aspect modulaire (mise en place de plusieurs batteries de disques en parallèle) mais ce procédé est rapidement éliminé en terme de coût (surface nécessaire très importante lorsque le traitement de l'azote est recherché et filière complexe compte tenu d'une dénitrification demandée). De plus, dans le cas du traitement du carbone, la nitrification est difficilement évitable en Basse Saison et peut pénaliser rapidement le rejet par des concentrations élevées en nitrates occasionnant une dénitrification endogène dans le clarificateur secondaire avec pertes de MES dans le rejet. Enfin, il faut souligner le peu de connaissances acquises à ce jour sur ce procédé dans le cadre du traitement de l'azote à basse température.



Trois procédés s'avèrent donc intéressants dans le cadre de notre problématique :

- La **boue activée** est adaptée au traitement du carbone et de l'azote mais nécessite l'élimination de l'azote oxydé par dénitrification d'où un abattement en azote total.
- La **biofiltration** est également adaptée au traitement du carbone et de l'azote. Ce dernier, compte tenu de l'absence de clarificateur, peut s'arrêter au stade oxydation de l'azote réduit (nitrification) ou aller jusqu'à son élimination (nitrification-dénitrification).
- Le **lit bactérien** qui est beaucoup plus adapté au traitement du carbone.

Dans le cas où le traitement du phosphore est demandé, le problème est beaucoup plus simple comparé à l'azote et au carbone, car son

élimination peut se faire essentiellement par précipitation physico-chimique (coagulation - floculation - décantation). Cette technique est bien adaptée à la problématique variation de charge. Les principaux inconvénients concernent les coûts d'exploitation dus aux quantités de réactifs utilisés et à la production de boue supplémentaire, point souvent délicat en montagne.

Ce document aborde essentiellement le traitement par le procédé boue activée en raison des études poussées et des résultats acquis sur cette problématique. La technique biofiltration a déjà fait l'objet d'un document de synthèse sur le sujet qui est annexé à cet ouvrage. Pour les lits bactériens, aucune étude spécifique sur le sujet n'a été menée à ce jour.



La boue activée constitue le principal procédé de traitement biologique aérobie en culture libre (cf. annexe 3), avec 70 à 80% du parc national des stations d'épuration. Ce procédé consiste à mettre en contact l'eau à traiter composée de matière organique, azotée et phosphorée avec des bactéries (flocs bactériens) en présence d'oxygène. A partir des éléments nutritifs présents dans l'influent (carbone, azote et phosphore), la biomasse se développe (production de boue) puis les flocs formés sont séparés de l'eau épurée. Il s'agit en fait d'une intensification des processus réalisés en milieu naturel par la mise en œuvre d'une culture concentrée de micro-organismes

avec un apport artificiel d'oxygène en raison d'une demande volumique en oxygène plus importante. Dans certain cas (dénitrification demandée,...), une agitation artificielle permet de maintenir la masse bactérienne en suspension dans le réacteur biologique et facilite également le contact entre les composés à éliminer biologiquement et la biomasse en place.

DESCRIPTION DE LA FILIERE

9

La figure 1 ci-dessous décrit les différentes étapes généralement mises en œuvre sur la filière.

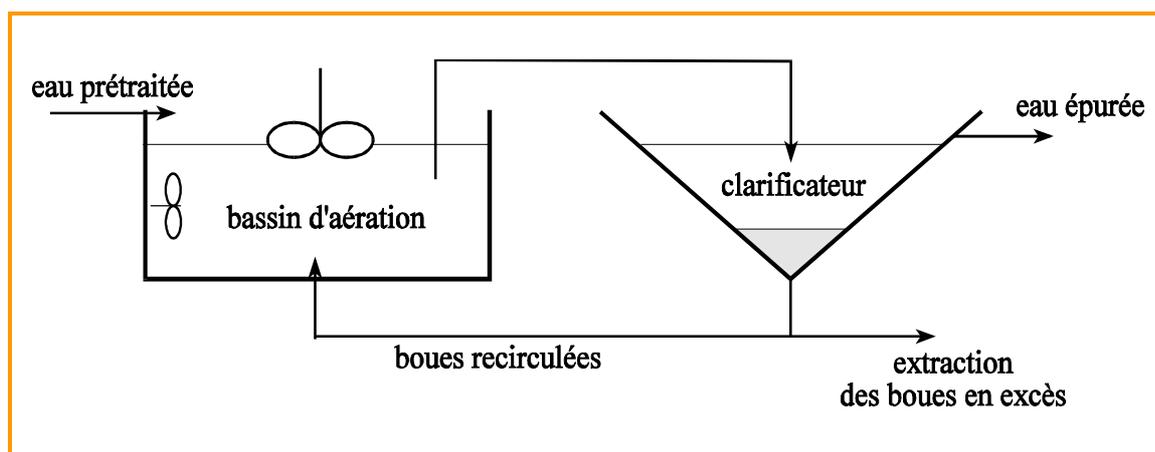


Figure 1 – Schéma de la filière boues activées « classique »

Une station d'épuration par boues activées se compose toujours :

- D'un bassin d'aération dans lequel l'eau à traiter après pré-traitement, est mise en contact avec la biomasse épuratrice



maintenue agitée par aération associée ou non à un agitateur.

- D'un dispositif de fourniture d'oxygène à la biomasse présente dans ce réacteur.

- D'un dispositif de brassage du bassin d'aération, complémentaire à l'aération pour améliorer le transfert en oxygène, éviter les dépôts et, en phase de dénitrification (concentration en oxygène nulle) lorsque le traitement de l'azote est demandé, améliorer le contact entre les floccs bactériens et l'effluent à épurer.
- D'un clarificateur dans lequel s'effectue la séparation de l'eau épurée et de la culture bactérienne formée.
- D'une recirculation des boues récupérées en fond du clarificateur vers le bassin d'aération. Elle permet de maintenir dans le bassin d'aération la quantité nécessaire de micro-organismes pour assurer le niveau d'épuration recherché.
- D'un dispositif d'extraction, de traitement (diminution des volumes) puis d'évacuation de l'excès de boues produites

Les prétraitements, à l'amont de la filière biologique, consistent principalement en un dégrillage plus ou moins fin, suivi d'un dessablage-dégraissage.

10

CAS DU TRAITEMENT DU CARBONE (CF. ANNEXES 3 ET 4)

Le traitement du carbone est assuré par une biomasse hétérotrophe aérobie qui va transformer les composés apportés par l'effluent en biomasse (nouvelles bactéries hétérotrophes).

Préalablement à cette transformation par assimilation (métabolisme bactérien), on distingue deux étapes dans l'élimination des polluants dans l'eau :

- Un mécanisme d'adsorption (fixation sur la paroi bactérienne) principalement pour les fractions colloïdale et particulaire. Avant assimilation, ces composés nécessitent une hydrolyse par activité enzymatique aboutissant à des composés plus facilement assimilable.
- Un mécanisme d'absorption principalement pour les composés solubles ou hydrolysés. On parle de cinétique d'assimilation ou vitesse d'assimilation.

Suite à ces deux étapes, l'eau interstitielle s'appauvrit progressivement en éléments polluants et correspond à la qualité des eaux de sortie de l'installation.

Les principaux paramètres à prendre en compte dans le dimensionnement du réacteur biologique du procédé boue activée sont :

- **La charge massique** : elle correspond à la quantité de DBO₅ appliquée par jour à la biomasse présente dans le système (kg de MVS). La valeur de charge massique retenue a plusieurs conséquences, en particulier sur le rendement de l'installation, sur le taux de MVS des boues (stabilisation plus ou moins poussée de la boue), sur l'âge de la culture (notion d'âge de boue), sur la production spécifique de boue (PSB), sur la consommation d'oxygène,... L'obtention d'un processus de floculation, indispensable pour ce procédé en raison de la présence du clarificateur, nécessite de fonctionner dans une certaine gamme de charge massique, d'où l'existence des différents domaines de charge suivants :

Charge massique Kg de DBO ₅ /kg de MVS.jour	Classement du procédé (symbole)
Cm < à 0,1	Aération prolongée (AP)
0,1 < Cm < 0,2	Faible charge (fC)
0,2 < Cm < 0,5	Moyenne charge (MC)
Cm > 0,5	Forte charge (FC)

De plus, l'obtention d'un certain niveau de rejet nécessite de fonctionner à une charge massique donnée. La charge massique correspondant à la quantité de nourriture à appliquer à la biomasse, elle intègre donc une notion de vitesse d'assimilation. Cette vitesse d'assimilation est fonction de la température avec des cinétiques d'assimilation plus rapide pour des températures élevées. L'obtention du niveau de rejet classiquement retenu (DCO < à 125 mg/L, DBO₅ < à 25 mg/L et MES < à 35 mg/L) nécessite de fonctionner aux charges massiques suivantes :

	T (°C)	Cm (kg DBO ₅ /kg MVS.j)
Valeurs théoriques	20	1,0
	10	0,5 – 0,6
Données de terrain	10	0,35

La gestion de la variation de charge d'un procédé nécessite d'intervenir sur plusieurs paramètres comme la charge massique à retenir en basse saison et en haute saison, les concentrations en MVS (bactéries) pour ces mêmes périodes et le nombre de réacteurs biologiques.

LIMITE DU PARAMETRE CHARGE MASSIQUE

- Des charges massiques trop faibles, inférieures à 0,03 - 0,04 kg de DBO₅/kg de MVS.j , entraînent la formation de petits floccs en raison d'une légère défloculation liée à une quantité de substrat limitée. Ceux-ci occasionnent des vitesses de sédimentation plus faibles qui peuvent pénaliser le rejet lors d'à-coup hydraulique sur le clarificateur. On se limitera volontairement à une charge massique de l'ordre de 0,045 kg de DBO₅/kg de MVS.j (valeur testée sur site) en raison du volume d'eaux parasites important pouvant être collecté en Basse Saison sur ce type de collectivité où les réseaux unitaires sont malheureusement les plus fréquents. Ces volumes d'eaux parasites entraînent des vitesses ascensionnelles importantes sur le clarificateur associées à de petits floccs d'où un risque de pertes de fines en sortie.
- Inversement, des charges massiques élevées en dehors du rendement non conforme (le rendement diminue avec l'augmentation de la charge massique) occasionnent également la formation de petits floccs.

De plus, la variation brutale de la charge massique (passage d'une charge massique faible à une valeur élevée) entraîne fréquemment un développement de bactéries filamenteuses.

D'où, en régime stabilisé et pour une collectivité avec une population collectée constante, la charge massique est relativement stable si le taux de boue est maintenu constant par l'exploitant. Dans

le cas des collectivités touristiques de montagne, la charge massique journalière ne peut pas être constante sur l'année pour faire face à une variation de charge. On retiendra une valeur basse de charge massique spécifique et maîtrisée en Basse Saison (population permanente) et une valeur haute en Haute Saison (population totale collectée) dont le ratio charge massique Haute Saison/charge massique Basse Saison permettra de faire face à une variation de charge extrême donnée pour ce paramètre.

	Haute Saison	Basse Saison	Ratio
Cm (kg DBO ₅ /kg MVS.j)	0,35	0,05	7
Variation de charge envisageable pour ce paramètre de :			7

Par contre, lors de la montée de la charge à traiter, la charge massique calculée journalièrement peut être supérieure à la valeur retenue en Haute Saison fonction du niveau de rejet retenu et de la température dans le réacteur biologique. Cette charge massique plus importante est due à un accroissement limité de la biomasse (fonction du taux de croissance) par rapport à la charge appliquée réelle. Cela correspond à des taux de croissance de la biomasse inférieurs (kg de MVS formées) au coefficient journalier d'augmentation de la charge polluante (accroissement du taux de charge journalier).

- **La concentration en MES (ou MVS).** Sa valeur a des conséquences sur le dimensionnement du réacteur biologique. L'optimisation du volume du réacteur nécessite de travailler avec des valeurs élevées mais limitées en raison de la capacité hydraulique du clarificateur situé à l'aval. **On retiendra en valeur haute une concentration en MVS pouvant atteindre 3,3 g de MVS/L soit un taux de MES de 4,4 g/L (avec 75% de MVS compte tenu d'une Cm de 0,3).** Cette valeur maximale haute est liée également à la limite d'épaississement de la boue dans le clarificateur : une valeur élevée en MES dans le réacteur biologique associée à des taux de recirculation classiques (150%) peut entraîner l'engorgement de l'ouvrage dû à un épaississement limité fonction d'une

dégradation de l'Indice de boue et déclencher des pertes de boue.

Selon le domaine de charge, la concentration en MES de la boue dans le réacteur biologique est différente et dépend de l'optimisation des volumes du bassin d'aération et du clarificateur et dans une moindre mesure du temps de séjour. En effet, l'augmentation de la concentration dans le bassin d'aération conduit certes à une réduction de son volume, mais celle-ci est en partie annulée par l'augmentation de la surface du clarificateur nécessaire et donc par l'augmentation du volume

de cet ouvrage. Cette optimisation ne conduit pas au même résultat en terme de concentration pour les procédés à forte et à faible charge (cf. figure 2). L'effet de la concentration a un poids plus important sur le volume total des ouvrages (aération et clarification) pour l'aération prolongée. Dans le cas des faibles charges ou de l'aération prolongée, l'augmentation de la concentration dans le bassin d'aération est plus intéressante. On pratique donc des concentrations plus élevées pour ces dernières.

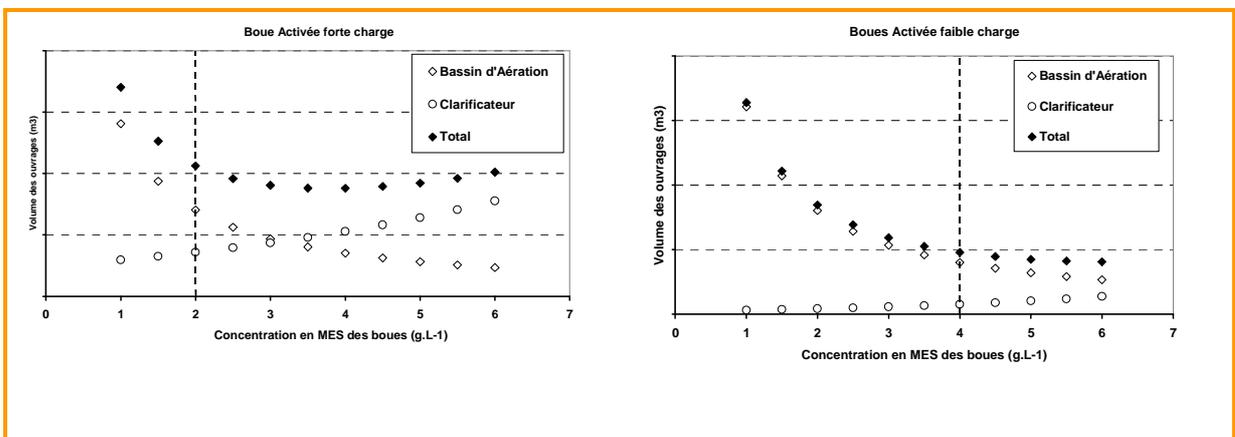


Figure 2 – Volume total des ouvrages (bassin d'aération et clarificateur) pour des procédés à forte et faible charge.

12

Cette optimisation des volumes associée à des temps de séjour suffisants pour le traitement biologique recommande de travailler à une

concentration donnée pour chaque domaine de charge. A titre indicatif, les valeurs suivantes correspondent à la pratique moyenne :

	Aération Prolongée	faible Charge	Moyenne Charge	Forte Charge
Concentration en MES maximale du bassin d'aération*1	4,5 g/L	4 g/L	3 g/L	2 g/L

Relation de la concentration en MES maximale du bassin d'aération en fonction des différents domaines de charge

*1 : elle correspond à la concentration avant extraction des boues en excès sans prise en compte de la part stockée dans le clarificateur lors du temps de pluide.

LIMITE DU PARAMETRE [MVS]

Sa valeur a des conséquences sur le dimensionnement du réacteur biologique. L'optimisation du volume du réacteur nécessite de travailler avec des valeurs élevées mais limitées en raison de la capacité hydraulique du clarificateur situé à l'aval. On retiendra une concentration en MVS pouvant atteindre au maximum 3,3 g/L soit un taux de MES de 4,4 g/L (75% de MVS pour une Cm de 0,3). **En Basse Saison, la valeur basse doit être supérieure à 1 à 1,5 g de MVS/L** afin de maintenir une concentration suffisante de biomasse pour faciliter le contact entre l'effluent à traiter et la biomasse.

	[MVS] en g/L ([MES])
Basse Saison	1 à 1,5 g/L (1,5 à 2 g de MES/L)
Haute Saison	3,3 g/L (4,4 g de MES/L)

A partir de ces deux paramètres, la charge massique retenue et la concentration fixée en MVS du réacteur biologique, on en déduit le

volume du réacteur nécessaire au traitement. La charge volumique du système est obtenue par le ratio de la quantité de DBO₅ à traiter par jour sur le volume du réacteur ou par le produit de la Cm par la concentration en MVS.

Charge volumique (Cv) = Charge massique x Concentration en MVS

et **Cv = flux de DBO₅ apporté journalièrement / Volume du réacteur.**

et **Temps de séjour (heure ou jour) = Volume du réacteur / Débit horaire ou journalier**

d'où **Cv = Concentration en DBO₅ x 1 / Temps de séjour**

Cette charge volumique correspond donc à une notion de temps de séjour des eaux à traiter avec la biomasse dans le réacteur biologique. Le temps de séjour correspond au ratio de la concentration en DBO₅ de l'échantillon moyen journalier proportionnel aux débits sur la charge volumique retenue.

Temps de séjour de l'eau = [DBO₅] de l'échantillon moyen journalier / Cv

Avec [DBO₅] = 300 mg/L

Pour une concentration en MES en g/L dans le réacteur	5	4	3
Soit une concentration en MVS (75 % des MES) en g /L	3,75	3	2,25
Charge volumique (kg de DBO ₅ /m ³ de réacteur. j) = Cm x Concentration en MVS	0,75	0,6	0,45
D'où un temps de séjour = [DBO ₅] /Cv	9,6 h	12 h	16 h

En régime stabilisé et pour une collectivité avec une population collectée constante, la concentration en MES (et donc en MVS) est relativement stable si le taux de boue dans le bassin d'aération est maintenu constant par l'exploitant.

Dans le cas des collectivités touristiques de montagne et pour faire face à une variation de charge, la concentration en MVS (ou

MES) n'est pas constante sur l'année. On retiendra des valeurs faibles et maîtrisées en Basse Saison (population permanente) et élevées pour la Haute Saison (population totale collectée). Le ratio de la concentration en MVS retenue en Haute Saison / concentration en MVS retenue en Basse Saison permettra de faire face à une variation de charge extrême donnée pour ce paramètre.

	Haute Saison	Basse Saison	Ratio
Concentration en MVS	3,3 g /L	1,5 g /L	2,2
Variation de charge envisageable pour ce paramètre :			2,2

A partir d'un seul réacteur biologique, l'obtention d'une variation de charge maximale entre la Basse Saison et la Haute Saison oblige à fixer pour les 2 principaux paramètres, C_m et Concentration en

MVS, des valeurs extrêmes faibles pour la Basse Saison et élevées pour la Haute Saison compatibles avec le niveau de traitement souhaité.

	Haute Saison	Basse Saison	Ratio
C_m	0.35	0.05	7
Concentration en MVS	3,3 g /L	1,5 g /L	2,2
Nombre de réacteur	1	1	1
Variation de charge envisageable :			15,4

Les paramètres du procédé boue activée (limite du procédé) permettent d'appliquer une variation de charge d'un facteur de l'ordre de 15 pour un seul réacteur.

En résumé, le procédé boue activée équipé d'un seul réacteur biologique pour traiter la matière organique peut faire face à une variation de charge extrême d'un facteur 15. Au-delà, la qualité des eaux de sortie en Haute Saison n'est plus respectée car la charge massique est trop importante. Par contre, cette limite ne tient pas compte de la période transitoire, fonction de la pente plus ou moins forte de montée en charge.

Autres facteurs influençant le dimensionnement :

- La notion de température dans le réacteur biologique.

Ce paramètre intervient sur les cinétiques biologiques, en particulier sur la vitesse de transformation de la matière organique en biomasse. Pour une charge éliminée constante, la baisse de la température nécessite la présence de biomasse supplémentaire en raison des taux de croissance plus faible. A titre d'information, les taux de croissance des biomasses hétérotrophes aérobies sont, suivant la température, de l'ordre de :

Température (°C)	Taux de croissance		
	Maximum (μ_{max})	Spécifique ou station (μ_o)	Net (μ_{obs})
20	6 j^{-1}	1 j^{-1}	$0,85 \text{ j}^{-1}$
10	$2,2 - 3,3 \text{ j}^{-1}$	$0,37 - 0,55 \text{ j}^{-1}$	$0,31 - 0,47 \text{ j}^{-1}$

Ces différents taux de croissance sont dus :

- Maximum (μ_{max}) : obtenu en laboratoire sans facteur limitant.
- Spécifique ou station (μ_o) : il est fonction du taux de croissance maximal et d'un certain nombre de facteurs comme la qualité et la

quantité de substrat (DBO_5), la concentration en oxygène,...

- Net (μ_{obs}) : il tient compte du taux de mortalité et est obtenu en retranchant du μ_o spécifique le taux de mortalité.

On note une diminution du taux de croissance d'un facteur proche 2 pour le passage de 20°C à 10°C dans le réacteur biologique.

Ce taux de croissance permet de traiter une pollution équivalente à 0,4 kg de DBO₅/kg de MVS.J à 10°C compte tenu du taux de croissance net de 0,31 j⁻¹ ce qui donne un âge de boue de 3,23 jours (âge de boue = 1/μ_o) et une production spécifique de boue (PSB) de 0,75 kg de MVS/kg de DBO₅ éliminée (soit 1 kg de MES/kg de DBO₅ éliminée).

On sait que **l'âge de boue = 1/(Cm x PSB)**
d'où **Cm = 1/(Age de boue x PSB)**

Cm = 1/(3,23 x 0,75) = 0,4 kg de DBO₅ appliqué / kg de MVS.jour

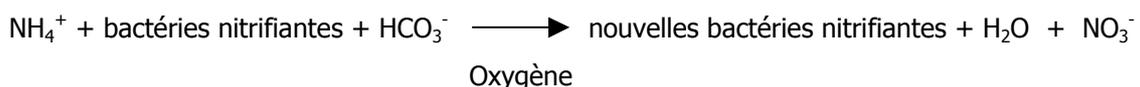
Cette charge massique est un ordre de grandeur compte tenu des nombreuses hypothèses retenues sur la concentration en oxygène, en substrat (quantité et qualité), des productions spécifiques de boue, du taux de MVS...

➤ La qualité des eaux de sortie recherchée.

L'abattement de la pollution dissoute est fonction de la charge massique appliquée au système, avec des rendements élevés pour des charges massiques faibles.

La concentration des eaux de sortie dépend de plusieurs paramètres :

- La part de matière organique (DCO) réfractaire : elle est de l'ordre de 35 mg de DCO soluble/L pour des eaux usées domestiques normalement concentrées.
- La part de biomasse perdue par le système sachant qu'un gramme de MES apporte 1,2 g de DCO ou 0,5 g de DBO₅ (ou pour 1 g de MVS, on apporte 1,5 g de DCO ou 0,6 g de DBO₅).
- La part de matière organique biodégradable et non traitée (avec 1 g de DBO₅ = 2,4 g de DCO).



En réalité, cette étape de nitrification s'effectue en deux phases successives :

- Phase nitritation avec la transformation du NH₄⁺ (azote ammoniacal) en NO₂⁻
- Phase nitratisation avec la transformation des nitrites (NO₂⁻) en Nitrates (NO₃⁻).

- Le facteur de dilution par les eaux parasites des eaux brutes.

CAS DU TRAITEMENT DE L'AZOTE

(CF. ANNEXES 3 ET 5)

Nous rappelons ici seulement les grandes lignes du traitement de l'azote, le document technique FNDAE n°25 abordant d'une façon détaillée et poussée le sujet.

Avant d'aborder le traitement de l'azote, il convient de rappeler que le métabolisme bactérien pour assimiler la matière organique nécessite des nutriments, en particulier de l'azote sous forme d'azote ammoniacal et du phosphore sous forme d'ortho-phosphates. L'assimilation de 100 mg de DBO₅ s'accompagne d'une consommation de l'ordre de 5 mg de N-NH₄⁺ et de 1 mg de P-PO₄³⁻ (valeurs sécuritaires). Pour une eau usée normalement concentrée, un rendement de l'ordre de 20 % sur l'azote et le phosphore ne doit pas être considéré comme un traitement spécifique de l'azote ou du phosphore mais simplement comme de l'assimilation (traitement biologique).

Dés que le traitement de l'azote est demandé (rendement > à 30 - 40 %), l'élimination de l'azote doit se dérouler en 2 étapes :

ETAPE DE NITRIFICATION

Elle est assurée par une biomasse spécifique autotrophe aérobie qui va transformer les composés ammoniacaux apportés par l'effluent en nitrates. Cette biomasse autotrophe nécessite une source de carbone minéral (bicarbonates) pour son métabolisme et cette réaction est la suivante :

Cette réaction s'accompagne d'une forte consommation d'oxygène, avec un besoin de l'ordre de 4,2 kg d'oxygène par kg d'azote ammoniacal nitrifié. Les bactéries nitrifiantes ont des taux de croissance faibles (μ_o) ce qui entraîne des âges de boue élevés (Age de boue = 1/μ_o) pour les obtenir ou les maintenir dans le réacteur

biologique et elles sont relativement sensibles aux conditions du milieu (pH, température).

L'obtention d'un âge de boue élevé pour permettre le maintien de la biomasse autotrophe nécessite de travailler à une charge massique

donnée fonction de la température. Les charges massiques maximales et âges de boues minimum nécessaires au processus de nitrification en fonction de la température sont les suivantes :

Température dans le réacteur biologique	10°C	15°C	20°C
Charge massique (kg de DBO ₅ /kg de MVS.j)	0,1	0,15	0,2
Age des boues (jour)	16 – 18	10 – 12	8 – 9

Ces valeurs s'appliquent sur des installations où le démarrage de la flore nitrifiante est recherché. Lorsque la biomasse est déjà installée, des charges massiques légèrement supérieures peuvent être retenues.

A très faibles températures (< à 6°C), l'installation d'une biomasse nitrifiante s'avère délicate voir impossible pour des températures < à 4°C.

Dans le cas de la problématique charge variable, il conviendra :

- de maintenir une biomasse nitrifiante tout au long de l'année dans le réacteur biologique car de très faibles températures peuvent être rencontrées en Basse Saison (à l'amont

immédiat de la Haute Saison) avec toute la difficulté à implanter une biomasse nitrifiante.

- d'étudier les taux de croissance nets de la biomasse car le respect des niveaux de rejet pendant la période de montée en charge nécessite de respecter la pente de montée en charge avec la pente de croissance de la biomasse autotrophe. En effet, l'azote ammoniacal est une forme soluble qui nécessite un mécanisme d'absorption (d'où assimilation) pour son élimination.

A titre d'information, les taux de croissance des biomasses autotrophes aérobies sont de l'ordre de :

16

Température (°C)	Taux de croissance		
	Maximum (μ _{maxA})	Spécifique ou station (μ _A)	Net (μ _{obsA})
20	0,7 j ⁻¹	0,47 j ⁻¹	0,42 j ⁻¹
10	0,21 – 0,31 j ⁻¹	0,14 – 0,21 j ⁻¹	0,13 – 0,19 j ⁻¹
10 Valeurs Cemagref	0,44 j ⁻¹	0,24 j ⁻¹	0,11 j ⁻¹

Ces différents taux de croissance (cf. annexe 5) sont dus :

- Maximum (μ_{maxA}) : obtenu en laboratoire sans facteur limitant.
- Spécifique ou station (μ_A) : il est fonction du taux de croissance maximal et d'un certain nombre de facteurs comme la concentration en

N-NH₄⁺, la concentration en oxygène, la température et la présence minimale d'oxygène.

- Net (μ_{obsA}) : il tient compte du taux de mortalité et est obtenu en retranchant du μ_o spécifique le taux de mortalité.

Formules :

$$\mu_{a\text{ station}} = \mu_a \max \left(\frac{NH_4}{K_{NH_4} + NH_4} \right) \left[\frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} \right]$$

avec :

$\mu_a \max$ = taux de croissance maximum des bactéries nitrifiantes (/t)

NH_4 = $[NH_4^+]$ dans le liquide interstitiel (mg/L)

K_{NH_4} = $[NH_4^+]$ pour laquelle $\mu = \mu_a \max / 2$ (mg/L)

O_2 = concentration d'oxygène dissous dans le liquide interstitiel (mg/L)

K_{O_2} = concentration d'oxygène dissous pour laquelle $\mu = \mu_a \max / 2$ (mg/L)

et :

$K_s, NH_4 A = 0,1$ mg de N- NH_4^+ /L

$K_s, O_2 A = 0,2$ mg d' O_2 /L

$$\mu_A, \text{ observé ou net} = \mu_A, \text{ max station} - b_A$$

Ces taux de croissance impliquent de travailler à une charge massique de l'ordre de 0,18 kg de DBO_5 /kg de MVS.j à 10 ° C (ratio $DBO_5/N = 5$) compte tenu du taux de croissance net de 0.11 j^{-1} soit un âge de boue de 9,1j (âge de boue = $1/\mu_o$) et une production spécifique de boue (PSB) de 0.75 kg de MVS/ kg de DBO_5 .

On sait que **l'âge de boue = $1/(Cm \times PSB)$**
d'où **$Cm = 1/(Age \text{ de boue} \times PSB)$**

$Cm = 1/(9,1 \times 0,75) = 0,15$ kg de DBO_5 / kg de MVS.jour

Donc la charge massique ne devrait excéder 0,15 kg de DBO_5 /kg de MVS.j pour maintenir la biomasse nitrifiante.

ETAPE DE DENITRIFICATION

Dans le procédé boue activée équipé d'un clarificateur, la nitrification seule n'est pas envisageable car les nitrates produits peuvent être dénitrifiés dans le clarificateur (appelé dénitrification endogène) et entraîner des remontées de boue néfastes pour la qualité du rejet.

Cette dénitrification est assurée par une biomasse hétérotrophe aérobie présente sur la filière boue

activée et capable d'utiliser l'oxygène fixé des nitrates pour former de l'azote gazeux (gaz N_2). Cette voie métabolique est complexe et lente et n'intervient qu'aux conditions suivantes :

- L'oxygène dissous doit être absent,
- La quantité de carbone assimilable (biomasse hétérotrophe) doit être disponible avec des cinétiques (vitesses de dénitrification) fonction de la qualité de la matière organique disponible (plus ou moins facilement assimilable),
- Les paramètres classiques du milieu (pH, température) ne doivent pas être trop différents.

On retiendra des concentrations inférieures ou égale 5 mg de $N-NO_3^-$ /L en sortie station pour éviter une remontée de boue par dénitrification sauvage dans le clarificateur.

Au delà de cette concentration, la dénitrification dite endogène peut pénaliser le rejet par une production de gaz N_2 plus élevée pouvant entraîner la remontée de boue. Dans certaines conditions, des concentrations plus importantes peuvent être envisagées mais elles nécessitent de limiter le temps de séjour des boues dans le clarificateur, ce qui implique des taux de recirculation plus importants. Cette recirculation élevée aura aussi des conséquences sur le dimensionnement du clarificateur.

CAS DU TRAITEMENT DU PHOSPHORE

(CF. DOCUMENT FNDAE N°29)

Compte tenu de notre problématique, on retiendra le traitement physico-chimique du phosphore très adapté aux variations de charge.

Son principe consiste à transformer le phosphore dissous en précipité (donc sous forme particulaire) grâce à l'apport de réactifs physico-chimiques. Cette précipitation peut-être naturelle (très faible proportion) par l'apport des cations apportés par l'eau à traiter (Calcium, Magnésium ou fer) et surtout artificielle par l'ajout de sels métalliques à base de fer ou d'aluminium. La séparation du phosphore précipité de l'eau traitée s'effectue dans le clarificateur pour le procédé boue activée (et au niveau de l'étage primaire pour le procédé biofiltration).

Il existe de nombreux réactifs sur le marché et le choix du produit est fonction de son coût, du type de conditionnement et de son effet sur le pH de la filière. En effet, la nitrification est fortement pénalisée par l'acidification du milieu. Le degré d'acidification dépend des quantités de réactifs utilisés, du pouvoir tampon des eaux et du degré de nitrification occasionnant une baisse du pH par la consommation des bicarbonates, pouvoir tampon du milieu.

Les rendements obtenus dépendent des ratios molaires appliqués (Fe/P ou Al/P) et de la concentration en phosphore des effluents à traiter. Ce traitement s'accompagne d'une

production de boue supplémentaire fonction de la quantité de réactifs utilisés (et donc fonction de la quantité de phosphore à traiter) et du ratio massique retenu. On l'estime, pour une déphosphatation physico-chimique seule, à une production supplémentaire de l'ordre de 20 % par rapport à une filière classique.

Dans tous les cas, il conviendra d'éviter le surdosage, plus particulièrement pour la filière biofiltration où le traitement du phosphore se fait par pré-précipitation et où un sur dosage peut occasionner une carence en P-PO_4^{3-} préjudiciable au métabolisme bactérien indispensable pour le traitement du carbone et de l'azote.



Les indices de fréquentation maximale des stations touristiques de montagne (ou autres) correspondent aux vacances scolaires, aux week-ends et pour certaines d'entre elles aux manifestations sportives ponctuelles. Les stations d'épuration de ces collectivités sont dimensionnées sur la pointe de charge, fonction de la capacité d'accueil de la collectivité, ce qui occasionne un dimensionnement pour une période relativement courte dans l'année.

Les données indispensables pour aborder le dimensionnement d'une station d'épuration confrontée à des variations de charge sont :

- **La Charge réelle à traiter en Basse Saison** (celle réellement entrante sur la future installation).
- **La Charge réelle à traiter en Haute Saison** et éventuellement la charge future en intégrant les échéances des raccordements
- **La température des effluents** qui intervient sur les cinétiques, donc sur le dimensionnement du réacteur biologique (rappelons que la charge massique retenue est fonction de la température).
- **L'évolution de la montée en charge** et plus particulièrement la **période la plus contraignante** (pente la plus importante). Le plus souvent, elle correspond à la période de pointe hivernale des vacances de Noël.
- **La quantité d'eaux parasites ou de pluie à traiter**. Ce point est surtout important en

basse saison où la proportion d'eaux parasites peut entraîner une diminution de la charge à traiter par rapport à la charge collectée liée au fonctionnement des déversoirs d'orage.

On parlera de **variation de charge extrême annuelle, le ratio entre la charge à traiter Haute Saison et la charge à traiter en Basse Saison (delta Charge extrême annuelle)**.

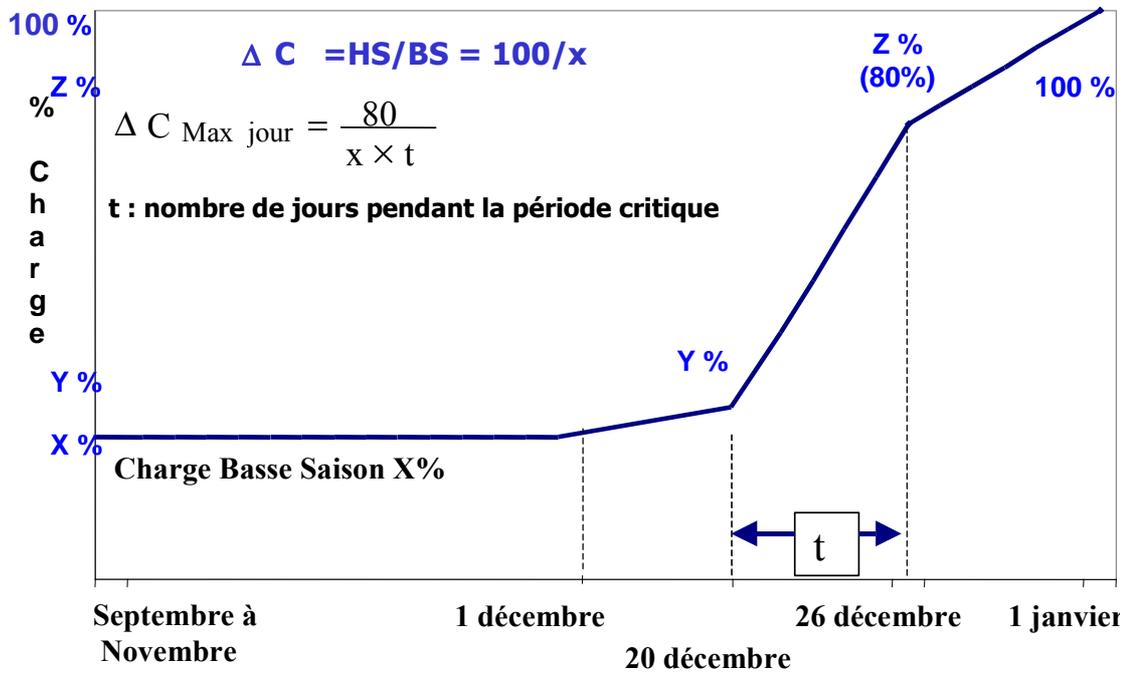
Pour une même collectivité, à l'exception de la charge Basse Saison connue (population permanente) et maîtrisée, les autres paramètres peuvent varier d'une année sur l'autre en fonction principalement des conditions climatiques qui vont intervenir sur le degré de fréquentation de la station touristique de montagne. Dans ce cas, une allure type mais contraignante de montée en charge sera retenue (cf. figure 3 ci-dessous). Les grandes lignes de son évolution sont les suivantes :

- **Charge Haute Saison (HS)** : c'est la charge retenue pour le dimensionnement de la future installation qui est obtenue par la charge collectée le week-end de la nouvelle année et aux vacances d'hiver lors de la semaine la plus chargée (vacances scolaires de février). Elle correspond à la population réellement collectée par le réseau d'assainissement ce qui correspond à 100 % de la capacité d'accueil de la station. A ces périodes, la future station d'épuration devrait être à 100 % de sa charge nominale, ce qui révélerait une absence de charge liée à un



raccordement futur. Dans le cas où un raccordement futur est retenu, sa prise en compte serait une approche sécuritaire mais qui aggraverait dans ce cas le coefficient de variation de charge annuel extrême et pourrait orienter le choix d'une filière de

traitement avec ses conséquences financières en terme d'investissement et de coûts d'exploitation différents selon les filières. Sa capacité de traitement doit être déterminée par des mesures de la charge polluante rejetée en période de pointe.



avec : ΔC : Variation de charge

Figure 3 – Allure type de la montée en charge

20

➤ **Charge Basse Saison (BS)** : c'est la charge qui sera collectée à l'entrée de la future installation en période de Basse Saison. Elle correspond à la population permanente de la collectivité concernée (**valeur X sur la courbe**). La période représentative de la Basse Saison se situe généralement d'octobre à fin Novembre. Lors du suivi des différents sites, on observe une charge entrante non constante compte tenu des réseaux unitaires équipant ces installations qui occasionnent, lors des épisodes pluvieux, une diminution de la charge à traiter due au fonctionnement des déversoirs d'orage.

On parle de **variation de charge extrême annuelle = Charge Haute Saison / charge Basse Saison**.

La montée en charge et plus particulièrement sa pente (qui intègre l'amplitude et la durée t) est une donnée très importante car le maintien de la qualité des eaux

de sortie nécessite principalement une pente équivalente à la pente d'accroissement de la biomasse en place. Pour les collectivités touristiques de montagne, la pente la plus importante et donc la plus contraignante pour le respect des niveaux de rejet, se situe en général entre le **1^{er} jour des vacances de Noël et le jour de Noël (période entre les points Y et Z de la courbe)** où le maximum de charge arrive sur une période relativement courte de l'ordre de 6 jours (t). Courant décembre, préalablement à la pointe de charge des vacances de Noël, on observe aussi une augmentation de la charge due à l'arrivée des premiers touristes et des saisonniers qui préparent la saison touristique avant l'arrivée massive des touristes (Valeur Y sur la courbe type). Ce point est important car il intervient sur la pente réelle de la montée en charge et peut limiter la variation de charge pendant la période critique. La charge Basse Saison peut ainsi être considérablement augmentée par l'arrivée des saisonniers, à

condition qu'elle s'accompagne d'un développement de biomasse sur la filière de traitement des eaux usées.

Les valeurs importantes à collecter sont celles qui caractérisent la pente de montée en charge la plus importante:

t : durée en jours de la montée en charge la plus importante

Y : le taux de charge correspondant à la charge collectée moyenne courant décembre avant la montée en charge (estimée par la charge éliminée max par jour représentative)

Z : le taux de charge obtenu à Noël (souvent proche de 80 % de la charge nominale de la station)

Pour la période critique, le facteur de variation de charge extrême critique est de : Z/Y.

Lors de cette période, le respect des niveaux de rejet nécessite que le taux d'élimination de la pollution par traitement biologique (taux de croissance) et autres (adsorption) correspondent à la variation de charge critique. Le développement de bactéries en l'absence de facteur limitant est de type exponentiel et représenté par la relation suivante :

$$M_t = M_o \times (1 + \mu_o)^t$$

d'où $M_t/M_o =$ **Coefficient de variation de charge pour une période donnée (t) = $(1 + \mu_o)^t$**

Avec :

M_t : la Charge à traiter ou biomasse présente après la montée en charge (point Z sur la courbe)

M_o : la Charge à traiter ou biomasse présente avant la montée en charge (point Y sur la courbe)

μ_o : le taux de croissance net ou le taux d'élimination de la charge journalière

t : durée de la période de montée en charge

Un exemple pour résumer :

Une station d'épuration doit traiter une population en Haute Saison de 10 000 habitants (100 % de sa capacité nominale) avec une population permanente en Basse Saison de 1000 habitants soit 10 % de la charge nominale. Courant décembre, le flux de pollution à traiter est

augmenté progressivement pour atteindre un taux de charge de l'ordre de 15 % vers la mi-décembre. L'activité touristique commence avec les vacances scolaires pour atteindre à Noël 80 % de la capacité de traitement de l'installation (sur une durée de 7 jours).

Cette collectivité est donc confrontée à une variation de charge annuelle extrême égale à $HS/BS = 10$

Et, pour la période critique (Noël), un delta de charge extrême critique de 5,3 (ratio 80/15). Cette variation de charge est envisageable si l'activité biologique (μ net) globale (fonction exponentielle) est équivalente à 27 % parce que :

- Variation de charge extrême critique = $(1 + \mu = 5,30)^t = 5,3$
- Soit $\mu_o = 5,3^{1/t} - 1$ avec $t = 7$ jours, la capacité de la biomasse à éliminer la pollution par adsorption, absorption et autres (durée d'aération,...) doit être de 27 %.

Dans un traitement biologique, la notion de charge appliquée sur le réacteur est importante car elle fixe la quantité de biomasse nécessaire au traitement. Dans le cas où la quantité d'eau parasite est très importante, ce qui entraîne très fréquemment un by-pass à l'amont de la filière de traitement biologique, la notion de charge Basse Saison retenue dans les projets de dimensionnement ne correspond pas toujours à la charge réelle admise sur le réacteur biologique et aggrave ainsi le coefficient de variation de charge réelle appliqué sur l'installation.

Pour continuer notre exemple précédent, la population permanente en Basse Saison collectée au réseau d'assainissement représente 50 kg de DBO_5 par jour (avec 50 g de DBO_5 rejeté par habitant). Pendant cette période, le volume d'eaux parasites est tellement important qu'une partie des effluents (50 %) est by passée. Les charges réellement admises sur l'installation sont de 25 kg de DBO_5 ce qui entraîne une biomasse équivalente à cette charge. Cette sous charge en Basse Saison aggrave le facteur de variation de charge extrême critique.

Sans eaux parasites :

- La variation de charge extrême annuelle est de $100/10 = 10$

- La variation de charge extrême critique est de $80/15 = 5,3$

avec :

	Basse saison	Courant décembre	Noël	Nouvel An
Points de référence	X	Y	Z	
Taux de charge	10 %	15 %	80 %	100 %
Nombre d'habitants	1 000 hab.	1 500 hab.	8 000 hab.	10 000 hab.
Flux de DBO ₅ à traiter	50 kg	75 kg	400 kg	500 kg

Avec les eaux parasites :

- La variation de charge extrême annuelle est de $100/5 = 20$
- La variation de charge extrême critique est de $80/10 = 8$. Le 10 % de charge correspond à la

charge Basse Saison estimée à 5 % (25 kg) plus la charge apportée courant décembre par les saisonniers (5 % ou 500 habitants) et les premiers touristes.

avec :

22

	Basse saison	Courant décembre	Noël	Nouvel An
Points de référence	X	Y	Z	
Taux de charge	5 %	10 %	80 %	100 %
Nombre d'habitants	500 hab.	1 000 hab.	8 000 hab.	10 000 hab.
Flux de DBO ₅ à traiter	25 kg	50 kg	400 kg	500 kg

Notons que les variations de charge n'ont pas toutes le même impact en matière d'épuration. La variation de charge la plus critique a lieu à Noël. En effet, elle survient sur une courte période et se caractérise par une amplitude élevée. Les pointes des vacances scolaires de février et de Pâques ont une amplitude plus faible et sont moins critiques du fait que la biomasse s'est déjà développée. Enfin, en période estivale, les températures plus élevées induisent une cinétique de croissance plus

rapide, les bactéries n'ont aucune difficulté d'adaptation et souvent la charge est plus étalée. C'est pourquoi nous avons choisi la période la plus contraignante ce qui correspond à l'activité touristique hivernale de montagne.

Pour faire face à la problématique variation de charge, on distinguera un fonctionnement de la station d'épuration en 3 étapes, ce qui nécessite une collecte des données précises (mesures) pour ces différentes périodes :

Etapes	Période	Données à collecter	Calage de l'installation	Objectifs
1	Basse Saison	Flux moyen journalier entrant sur la future station (proche de la population permanente en réseau séparatif)	Valeurs de dimensionnement faibles de la Cm et de la concentration en MVS pour permettre une variation de charge importante	Respect des objectifs de qualité (100 % du temps en raison d'un milieu récepteur sensible au moment de la montée en charge). Dans ce contexte, la valeur de la moyenne annuelle n'est pas envisageable.
2	Montée en charge (pente la plus élevée)	Durée de la montée en charge Charge éliminée (équivalent à la biomasse implantée) avant la montée en charge Charge mesurée en fin de période critique.	Période transitoire où la Cm journalière peut être très élevée pendant quelques jours en raison de la production de boue insuffisante par rapport à la charge en DBO ₅ appliquée.	
3	Haute Saison	Flux moyen journalier collecté en pleine activité touristique (capacité d'accueil de la station touristique)	Valeurs de dimensionnement retenues par le constructeur : Cm et Concentration en MVS élevées pour permettre une variation de charge importante et respecter les niveaux de rejet	

AUTRES CONTRAINTES EN MONTAGNE

En dehors de la variation de charge qui correspond à la principale contrainte dans le dimensionnement de l'installation, d'autres contraintes spécifiques auxquelles sont soumises ces communes ont été identifiées sur une centaine de communes des Alpes, du Jura et des Pyrénées [Etude SAUNIER Environnement, 2001]. Les principales difficultés inhérentes aux zones de montagne sont la rigueur du climat, la topographie accidentée, le milieu récepteur et les variations qualitatives et quantitatives des eaux à traiter.

LA RIGUEUR DU CLIMAT

Elle est caractérisée par des variations de température importantes avec des valeurs minimales très basses et des quantités de neige pouvant être importantes. Les faibles températures induisent plusieurs problèmes :

- Le figement des substances graisseuses qui occasionnent des contraintes d'exploitation des réseaux.

- Une baisse de l'activité épuratoire de certains systèmes. L'abaissement prononcé des températures des influents est souvent dû à l'introduction d'eaux parasites (fonte des neiges, sources, fontaines).

Cette rigueur du climat (froid et neige) a des conséquences sur la durée de vie ou la fiabilité des équipements. Des précautions devront être prises en particulier sur le réseau implanté en zone hors gel et sur les ouvrages de traitement sensibles au froid : les prétraitements, les systèmes d'aération de surface. Dans la plupart des cas, les stations seront couvertes.

Les précipitations neigeuses ont des conséquences importantes sur les voies d'accès qui devront être systématiquement déneigées pour permettre l'exploitation quotidienne de l'installation.

LA TOPOGRAPHIE ACCIDENTEE

Les surfaces réservées à l'implantation des futures stations d'épuration sont souvent très réduites avec une très forte déclivité des terrains et sur des secteurs non exploitables pour l'activité touristique en raison de risques naturels des

milieux montagnards (inondations torrentielles, avalanches, chutes de blocs, glissements de terrain,...).

Ces contraintes occasionnent des surcoûts importants au niveau de la construction.

LE MILIEU RECEPTEUR

Le choix de la filière de traitement est adapté aux objectifs de qualité du milieu récepteur. En dehors du traitement de la pollution organique, certains milieux nécessitent un traitement plus poussé en particulier sur la pollution azotée et plus particulièrement sur la teneur en azote ammoniacal dont la faune piscicole est sensible. En effet, en fonction des conditions physico-chimiques du milieu (pH et température), cette forme azotée peut devenir toxique pour le poisson.

Les eaux traitées peuvent nécessiter un traitement sanitaire en raison d'un usage récréatif du milieu récepteur (baignade, canyoning). Cette contrainte de désinfection est souvent limitée à la période estivale.

En zone de montagne, et contrairement aux idées reçues, des niveaux de rejet contraignant peuvent être demandés en raison :

- Des faibles températures limitant le pouvoir auto-épurateur du milieu malgré leur forte oxygénation.
- De la période d'étiage des cours d'eaux et/ou des débits réservés correspondants à la pointe touristique.

Le régime hydraulique montagnard est caractérisé par de grandes vitesses d'écoulement en dehors de l'étiage hivernal. La température des cours d'eau est toujours plus ou moins inférieure à 15°C, ce qui rend leur pouvoir auto-épurateur relativement faible. De plus, ces cours d'eau véhiculent rapidement toute contamination vers l'aval, en particulier vers les lacs, accélérant ainsi leur eutrophisation.

L'ALTITUDE DES COMMUNES

La Directive Européenne du 21 mai 1991 prévoit une possibilité de dérogation au traitement biologique avant rejet des eaux urbaines résiduaires dans les régions de haute montagne, à une altitude supérieure à 1500 mètres. La transcription en droit Français est en cours mais

dans tous les cas, le respect des objectifs de la qualité du milieu récepteur devra être maintenu.

En dehors de cet aspect réglementaire, les installations construites à cette altitude occasionnent des contraintes supplémentaires liées aux températures basses (protection contre le froid) et aux chutes de neige importantes. Cette neige abondante occasionne des contraintes d'exploitation concernant l'accessibilité de l'installation et des coûts d'investissement élevés compte tenu de la structure de la toiture plus résistante et des capacités de stockage des boues plus importantes.

LA NATURE DU RESEAU

La charge hydraulique d'une station d'épuration dépend énormément de la nature et de la qualité du réseau.

La mise en place d'un réseau de collecte séparatif est préconisée pour limiter l'introduction d'eaux parasites claires issues par exemple de la fonte des neiges, des précipitations et du captage de sources ou de fontaines. Cependant, même les réseaux séparatifs véhiculent des volumes considérables d'eaux parasites introduites soit volontairement (par branchement des écoulements de toiture) soit involontairement (par défauts d'étanchéité).

Ces importants volumes d'eaux parasites ont une incidence notable sur le fonctionnement des ouvrages d'épuration :

- Traitements biologiques non optimisés du fait du refroidissement des effluents (cinétiques plus lentes).
- Une charge plus faible en Basse Saison qui limite la population bactérienne (incidence importante pour la problématique du traitement de l'azote).
- Diminution des rendements d'épuration du fait de la dilution des effluents.

Une estimation du volume des eaux parasites peut être établie grâce à la connaissance de débits nocturnes. Cependant, il convient de limiter au maximum l'introduction de ces eaux parasites dans la station d'épuration. Dans le cas d'un réseau unitaire, il convient de prévoir un déversoir d'orage dimensionné sur le débit de pointe. Par ailleurs, la surveillance étroite de l'étanchéité des branchements est nécessaire sur les réseaux séparatifs.

LES CARACTERISTIQUES DES EFFLUENTS

Les activités industrielles en zone de montagne (fromageries, élevages, ...) sont globalement peu développées et la charge polluante à traiter reste généralement à dominante domestique.

De plus, la forte déclivité du réseau induit des temps de séjour courts, les stations d'épuration sont donc alimentées en effluents frais, ce qui limite le poids de ce paramètre sur le phénomène de « bulking ». Les effluents à traiter sont le plus souvent peu concentrés en raison de l'effet de dilution inhérent à la présence d'eaux parasites.

Remarques : le salage fréquent des accès de certaines stations de sports d'hiver a un effet sur la teneur en sel des effluents, mais l'activité biologique ne s'en trouve pas pénalisée car les concentrations en chlorures restent faibles (Concentration en chlorures < 60 mg de Cl⁻/L).

En zone touristique de montagne la forte densité de restaurants peut entraîner une concentration élevée en graisses si elles ne sont pas retenues à la source. Un traitement approprié doit alors être organisé pour limiter les difficultés d'exploitation liées à ces matières grasses.

LA TEMPERATURE

La température des effluents joue un rôle primordial sur la qualité du rejet. En effet, le principe de l'épuration est basé sur l'activité biologique et les cinétiques de croissance de la biomasse sont fortement influencées par la température. Ainsi, pour des températures inférieures à leur température optimale, les micro-organismes ralentissent leur activité métabolique et par la même la vitesse de dégradation de la pollution.

La température de l'eau au sein des installations de traitement est essentiellement régie par la température de l'air ambiant, mais elle peut être fortement influencée par :

- l'introduction d'eaux parasites provenant de la fonte des neiges dans le réseau d'assainissement (abaissement de la température jusqu'à 5°C).
- les surpresseurs et le pouvoir tampon de la filière (réchauffement de l'ordre de 1 à 2°C).

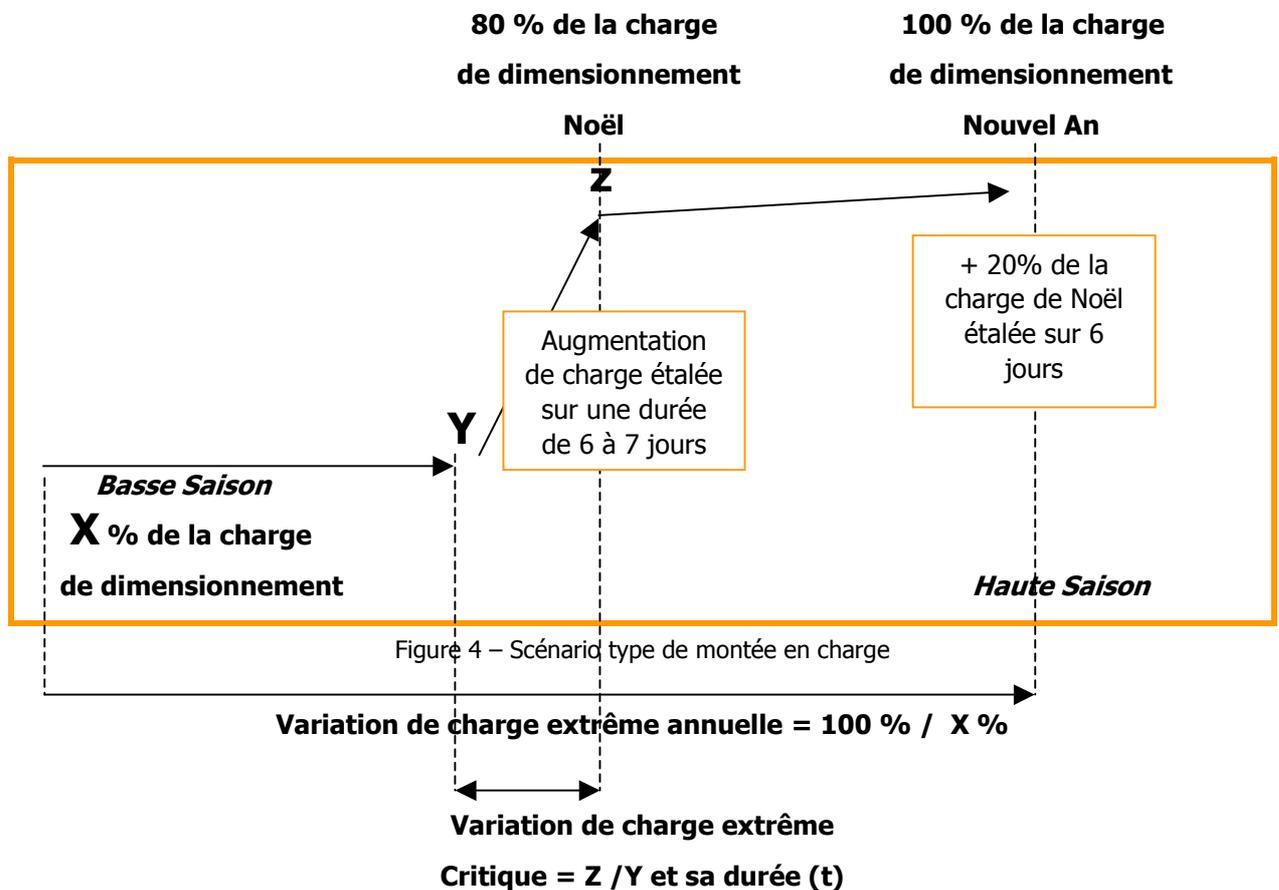
En général, en hiver, sur un cycle de 24 heures, la température des effluents bruts fluctue en passant d'un minimum en fin de nuit (5 à 7°C) à un maximum le soir après la fermeture de pistes (13 à 16°C).



RAPPEL DU CONTEXTE

Le dimensionnement d'une installation d'épuration de type boue activée confrontée à des variations de charge importantes doit répondre journalièrement aux exigences des niveaux de rejet demandés (soit [DCO] < à 125 mg.L⁻¹, [DBO₅] < à 25 mg.L⁻¹ et [MES] < à 35 mg.L⁻¹) pendant les périodes dites Haute Saison

(charge maximum) et la période critique de montée en charge (pente la plus forte). Cette dernière condition est très contraignante car elle conditionne le facteur de charge limite d'un procédé. Cette période critique est souvent spécifique à une collectivité donnée. En l'absence de données précises, on retiendra un scénario type pour notre étude qui est rappelé ci-dessous (cf. chapitre 3).



Sur ce scénario, on observe un **coefficient de variation de charge extrême annuel égal à 100 % / X %**. Si cette variation de charge extrême annuelle est inférieure à la limite du process (annoncée à 15), cette variation de charge ne posera aucun problème et pourra être traitée par le procédé boue activée équipé d'un seul réacteur biologique.

Par contre, sur le scénario type, on observe une période critique dont le respect des niveaux de rejet nécessite d'avoir **une capacité d'élimination de la pollution journalière par la biomasse** (adsorption et absorption) approchée par **le taux de croissance net** ($\mu_{\text{net}} = ((Z/Y)^{1/t} - 1) \times 100$) **supérieure ou égale à la charge journalière à traiter ((Z-Y)/t exprimée en %)**.

Le plus souvent, la période critique est d'une durée de 6 jours (t) avec un **coefficient de variation de charge extrême critique de 80%/Y%**. Pour cette installation, l'évolution de la charge journalière ((Z-Y)/t) doit être proche ou inférieure à la capacité de la biomasse à éliminer la pollution carbonée par jour.

$\mu_{\text{net}} = \text{delta de charge critique}^{1/t} - 1$

car la variation de charge (delta C) extrême critique = $(1 + \mu_{\text{net}})^t$ avec t = 6 jours.

L'évolution de la montée en charge, pendant la période critique, est très variable d'un site à l'autre. Pour nos simulations, nous avons étudié l'accroissement de charge en DBO₅ apportée sur 6 jours sur la base d'une relation linéaire afin d'atteindre 80 % de la charge nominale de l'installation (charge Haute Saison). Ce scénario retenu correspond à une contrainte forte que l'on peut retrouver en Décembre entre le début des vacances scolaires et le jour de Noël (correspondant à une durée moyenne de 6 jours). Pour notre expérimentation (essais sur site), cette charge a été apportée sur une période plus courte, variable de l'ordre de 3 à 4 jours.

Rappelons qu'en **Basse Saison**, les paramètres de dimensionnement et de fonctionnement ne doivent pas être inférieurs aux valeurs suivantes :

Charge massique \geq à 0,045 kg de DBO₅/kg de MVS et par jour.

[MVS] \geq à 1,2 – 1,5 g/L



Les données indispensables à collecter pour aborder un dimensionnement sont les suivantes :

- Flux réel de DBO₅ à traiter en Basse Saison (entrant sur la station)
- Flux de DBO₅ à traiter en Haute Saison

ce qui donne un ratio charge Haute Saison/Basse Saison correspondant à la variation de charge extrême annuelle à traiter (ou Δ Charge extrême annuelle).

Cette variation de charge extrême annuelle va déjà fixer le choix du procédé et éventuellement sa configuration (nombre de bassins ou traitement amont).

Si la variation de charge extrême annuelle est inférieure à la limite du process, ce procédé peut être envisagé. Au delà, un autre procédé (par exemple la filière biofiltration) peut être retenu ou une configuration différente de la filière boue activée standard (un étage physico-chimique ou autre).

Puis on va s'intéresser à la période la plus contraignante que l'on appelle la période critique (Pente d'accroissement de la charge la plus importante) afin d'apporter la réponse à la question suivante :

Quelle variation de charge peut-on appliquer lors de cette période critique pour maintenir la qualité du rejet (scénario d'une montée en charge étalée sur 6 à 7 jours) ?

Avec les conditions suivantes :

- La variation de charge doit être appliquée sur les valeurs retenues en Basse Saison, ce qui permet l'obtention de charges massiques journalières moins élevées lors de la phase transitoire (période de montée en charge).
- La charge maximum retenue à cette période doit représenter 80 % de la charge nominale, soit 80 % de la charge massique Haute Saison retenue.
- La charge massique retenue en Haute Saison (capacité nominale de l'installation) doit permettre le respect des normes de rejet à 95% du temps et à basse température. Cette charge sera obtenue le jour du Nouvel An et durant les vacances scolaires de février.
- Le dimensionnement retenu se fera sur la charge massique Haute Saison (charge nominale de l'installation) et nécessitera une bonne gestion de l'installation en Basse

Saison et avant la montée en charge pour respecter les niveaux de rejet lors de la période critique de montée en charge.

DEFINITION DES DIFFERENTES LIMITES

On parlera de :

- **Limite du procédé boue activée (limite process)**

Cette limite aborde uniquement les extrêmes (Basse et Haute Saison) et ne tient pas compte de la durée de montée en charge qui permet le développement de la biomasse lors de la montée en charge d'où les capacités d'assimilation de la biomasse à transformer la pollution.

Cette limite est une information sur la variation de charge extrême acceptable d'un procédé pour le respect des niveaux de rejet en régime stabilisé sur les charges massiques appliquées en Basse Saison et en Haute Saison.

Avec un seul réacteur biologique, on peut traiter :

Température = 10°C	Basse Saison	Haute Saison	Ratio
Charge massique	0,045	0,3* - 0,4	6,67 ou 8,88
Concentration en MVS	1,2 g/L	3,2 g/L	2,67 g/L
Nombre de réacteur	1	1	1
Variation de charge de =			18 à 24

* : une Cm de 0,3 est sûrement une valeur sécuritaire mais elle est retenue compte tenu de la température basse et de la fréquence du respect des niveaux de rejet (95 %).

28

Ainsi, la limite process avec un unique bassin biologique fixe un coefficient de variation de charge ≤ à 18 (voir 24).

Pour une variation de charge plus faible, on privilégiera un ratio plus faible sur la charge massique pour limiter l'ampleur du dysfonctionnement biologique (foisonnement).

Dans le cas d'une installation équipée de **plusieurs réacteurs biologiques** (en série ou en parallèle ou à niveau variable), **cette variation de charge process pourrait atteindre un facteur de variation de 54 (à 71).**

	Basse Saison	Haute Saison	Ratio
Charge massique	0,045	0,3 - 0,4	6,67 ou 8,88
Concentration en MVS	1,2 g/L	3,2 g/L	2,67 g/L
Volume de réacteur	1	3*	3
Variation de charge =			54 à 71

* Au-delà d'un ratio de 3 au niveau du volume de réacteur et pour la configuration « bassins en série », les concentrations en MVS lors de l'alimentation du second ouvrage pendant la montée en charge sont trop faibles et peuvent induire le non-respect du rejet en raison d'une floculation perturbée.

- **Limite biomasse (fonction de la capacité de la biomasse à retenir la pollution)**

Elle tient compte de la capacité de la biomasse à piéger la pollution (deux mécanismes en jeu :

absorption et adsorption) pour permettre le respect du niveau de rejet lors de la montée en charge.

Cette limite biomasse a été étudiée sur site (expérimentation sur la station des Ménuires) et confortée par des simulations avec le modèle ASM1 mis en œuvre avec le logiciel GPS-X. Ces travaux permettent, à partir du taux de croissance net et de la durée de montée en charge, de calculer la quantité de biomasse créée.

Pour un taux de croissance net (μ net) de 0,2 et une durée de montée en charge de 6 jours, le coefficient de montée en charge peut être de 3 ($= (1+\mu)^6 = (1+0,2)^6 = (1,2)^6$).

SYNTHESE DES RESULTATS OBTENUS SUR SITE ET PAR SIMULATION

Les résultats acquis aussi bien sur site (Station des Ménuires (73)) que par l'étude de plusieurs scénarios à l'aide du modèle ASM1 ont permis d'arrêter les bases de dimensionnement optimales pour le procédé boue activée afin de maintenir le traitement du carbone face à une variation de charge maximale recherchée.

La variation de charge testée et obtenue sur site a été d'un facteur 15 étalée sur une durée très courte avec respect des niveaux de rejet classiquement retenus pour le traitement du carbone tout au long du suivi et jusqu'à son fonctionnement stabilisé.

A l'échelle de la journée, les charges massiques ont été importantes lors de la phase de montée en charge en raison d'une quantité de biomasse insuffisamment développée par rapport à la pollution entrante (la C_m journalière lors de la période de montée en charge est supérieure à la C_m retenue soit 0,25 kg DBO₅/kg MVS.j à Noël) mais la qualité des eaux a toujours été maintenue en raison du mécanisme d'adsorption de la pollution apportée par la biomasse.

Pour répondre à cette variation de charge, la charge massique en Basse Saison, ainsi que la concentration en MVS, doivent être bien maîtrisées car des valeurs inférieures pénalisent le rejet en Basse Saison (concentrations trop faibles, vitesse de sédimentation basses, petits floccs,...) et des valeurs supérieures ont comme conséquences :

- Un coefficient de variation de charge plus limité,
- Ou, dans le cas d'une variation de charge identique, une charge massique journalière plus importante lors de la montée en charge et en régime stabilisé pour la Haute Saison, conduisant au non-respect des niveaux de rejet.

En récapitulatif, l'analyse des résultats obtenus permet de préciser les paramètres de dimensionnement et le coefficient de variation de charge escompté.

Cas d'un unique réacteur Biologique Température : 16°C	Basse Saison (BS)	Noël (80% de la charge HS)	Ratio	Variation de charge extrême critique (obtenue en 6 j)	Variation de charge extrême annuelle HS/BS (pour 100%)
Charge massique (C_m) en kg de DBO ₅ /kg de MVS.j	0,045	0,25	5,6	14,8 soit 15	18 (d'où $C_m = 0,3$ et MVS = 3,2 en HS)
Concentration en MVS en g/L	1,2	3,2	2,7		

Sur la période critique, ce facteur de charge de 15 obtenu sur 6 jours indique que la biomasse a une capacité de l'ordre de 57 % ($= (15)^{1/6} - 1$) à piéger la pollution carbonée par le double mécanisme d'adsorption et d'absorption.

Rappel : μ net (adsorption et absorption) = $(\text{delta de charge})^{1/t} - 1$

En Haute Saison (HS) et pour une température donnée de 16 °C, ces bases de dimensionnement permettent de traiter une variation de charge d'un facteur 18 (C_m et Concentration en MVS) avec respect des niveaux de rejet malgré l'instabilité de la charge massique au cours de la période de montée en charge. Les niveaux de rejet maintenus sont :

[DCO] < à 125 mg /L, [DBO₅] < à 25 mg /L et [MES] < à 35 mg/L pour des eaux usées domestiques normalement concentrées. On note aussi que ce coefficient de variation de charge mesuré pour la période extrême annuelle de 18 est équivalent à la valeur limite process pour un seul réacteur biologique.

Les résultats sur site ont été obtenus avec des températures élevées dans le réacteur biologique (16°C) facilitant ainsi les cinétiques de transformation de la matière organique en biomasse.

Dans la détermination de la charge massique limite pour le procédé boue activée, on retiendra une température de 10 °C dans le réacteur, valeur faible mais envisageable en fonction des conditions météorologiques observées. En effet, les températures mesurées lors de la pointe de charge sont souvent plus élevées compte tenu de la charge collectée importante (donc à des températures plus élevées) associée à des températures extérieures froides limitant ainsi l'introduction d'eaux parasites aux températures faibles dans le réseau de collecte. Dans notre cas, on retiendra pour une température de 10°C, une charge massique identique, de l'ordre de 0,25 kg de DBO₅/kg de MVS.j ce qui permet de traiter une variation de charge extrême d'un facteur de 18. Malgré des taux de croissance maximum de la biomasse hétérotrophe très différents entre 10°C et 20°C (de 3 à 6 j⁻¹, soit un facteur 2), les taux de croissance observés sont très proches. En effet, les principaux facteurs influençant ce taux de croissance observé, c'est à dire la concentration en DCO soluble dégradable (concentration plus élevée car le flux de pollution est important avec des faibles volumes d'eaux parasites) et la teneur en oxygène (solubilité de l'oxygène plus élevée pour des basses températures), évoluent de façon inverse en fonction de la température, ce qui contribue à limiter l'écart entre les 2 taux de croissance observés (cf. annexe 4 : effet de la température sur les taux de croissance observés).

Lorsque l'on applique des variations de charge importantes sur une courte période, le type de croissance de la biomasse en place est fréquemment modifié et on observe un développement important de bactéries filamenteuses. Sur les 5 années consécutives de suivi de l'impact d'une variation de charge en boue activée, l'indice de boue a considérablement augmenté avec un passage d'une valeur de 100 mL/g MES (Basse Saison) à une valeur proche de 500 mL/g MES (1 mois après la montée en charge). Cette croissance filamenteuse pénalise fortement les capacités hydrauliques du clarificateur et des précautions devront être prises pour les collectivités confrontées à ces fortes variations de charge, en particulier par la mise en place :

- d'une zone de contact,
- d'un poste fixe de chloration,
- et éventuellement d'un point d'injection de produit participant au lestage du floc.

De plus, un traitement amont au réacteur biologique de type traitement primaire ou biologique, peut être mis en place sur l'installation pour permettre de traiter une variation de charge supérieure mais il entraîne des contraintes d'exploitation liées à la gestion des ouvrages. Les variations de charge extrêmes annuelles envisageables par le procédé boue activée traitant le carbone équipé d'un seul réacteur biologique associé ou non à un traitement amont sont alors les suivantes :

Cas standard d'une collectivité d'activité touristique hivernale de montagne :

Données :

- Température dans le réacteur biologique = 10°C
- Une augmentation de charge appliquée étalée sur 6 jours pour atteindre 80% de la charge nominale de l'installation.

Configuration	Paramètres de dimensionnement		Variation de charge extrême annuelle
	Basse Saison	Haute Saison	
Une seule étape de traitement			
1 unique bassin d'aération	Cm = 0,045 [MVS] = 1,2	Cm = 0,31 [MVS] = 3,2	18
Traitement supplémentaire à l'amont du réacteur biologique			
Traitement primaire	Sans réactif chimique	Rendement en DBO ₅ escompté = 30 %	25
	Avec réactifs chimiques	Rendement escompté en DBO ₅ = 60 %	45
Traitement biologique	Lit bactérien Forte charge, Boue activée Forte charge, ou autres	Rendement escompté en DBO ₅ variable = 60 % à 70 %	45 à 60

Dans le cas d'un traitement biologique amont, sa mise en route avant la montée en charge est indispensable pour permettre la mobilisation d'une biomasse active.

Pour ces traitements biologiques, le choix d'une culture fixée est préférable compte-tenu du type de biomasse utilisée moins sensible aux à-coups de charge et mieux adaptée à des démarrages rapides d'installation.

Les performances obtenues sont fonction du domaine de charge appliquée, le plus souvent de type forte charge pour limiter l'emprise au sol. Ce choix entraîne des rendements proches du

traitement primaire avec réactifs chimiques, avec une différence importante en terme de qualité et de quantité de boue produite.

EFFET DE LA VARIATION DU VOLUME DE REACTEUR BIOLOGIQUE

Dans le cas d'un traitement biologique unique de type boue activée, la mise en place de plusieurs bassins pourrait traiter une variation de charge extrême annuelle plus importante, et le choix du type de configuration (en série ou en parallèle) pourrait faciliter l'exploitation de l'installation.

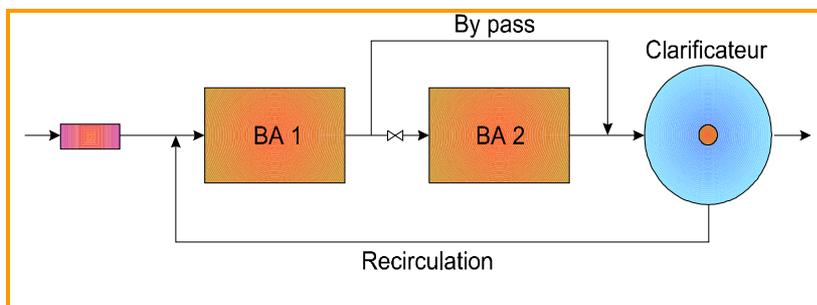


Figure 5 – Schéma d'une filière équipée de 2 bassins d'aération dont l'alimentation est en série.

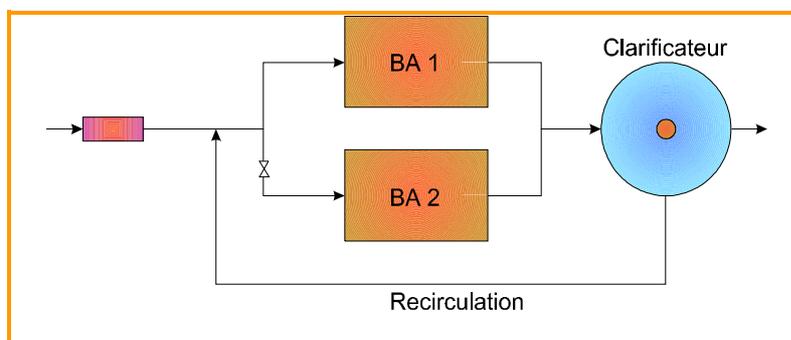


Figure 6 – Schéma d'une filière équipée de 2 bassins d'aération dont l'alimentation est en parallèle.

Le volume total du réacteur biologique est calculé pour traiter la charge Haute Saison. Il est obtenu par la formule suivante :

$$\text{Volume du réacteur biologique} = \frac{\text{(Flux de DBO}_5 \text{ à traiter en Haute Saison)}}{\text{(Cm retenue} \times \text{[MVS] retenue)}}$$

avec :

[MVS] : la concentration en MVS ne peut pas excéder 3,2 g/L (soit 4,2 g/L de MES), valeur limite en raison des capacités hydrauliques du clarificateur situé à l'aval.

Cm : une Charge massique de 0,31 kg de DBO₅/kg de MVS.j permet de respecter les niveaux de rejet demandés pour une température de 10°C.

Rappelons que la montée en charge retenue est de type linéaire. La charge est apportée sur une période de 6 jours pour atteindre 80 % de la charge Haute Saison de l'installation.

A partir du volume total du réacteur biologique nécessaire au traitement en Haute Saison, il convient d'étudier le nombre de bassins à installer.

L'intérêt de plusieurs réacteurs est double et permet :

- **un gain au niveau du facteur de variation de charge dit process** (uniquement pour la limite process et pour la biomasse, si l'amplitude et sa durée sont compatibles avec les taux de croissance nets),
- et **un gain économique au niveau des consommations énergétiques** lié à un volume de réacteur plus faible en Basse Saison (1 unique bassin en fonctionnement) d'où une quantité de biomasse à aérer et à brasser plus faible.

Différents scénarios ont été étudiés (basés sur la semaine type, durée 6 jours) mais ils ne

permettent pas de maintenir la qualité des eaux de sortie pour des variations de charge supérieures à celles obtenues pour un bassin unique (facteur de 15). Dans le cas où un dépassement des niveaux de rejet est autorisé lors de la phase transitoire de la montée en charge, cette configuration est envisageable. Ces scénarios sont présentés ci dessous en précisant les charges massiques maximales atteintes et la durée d'instabilité de la charge massique.

Mais le nombre de réacteur, et plus particulièrement leur mise en route, complique l'exploitation de l'installation. Ainsi, pour des installations équipées de plusieurs réacteurs biologiques, **leur implantation en série est préférable** en raison de la mise en place d'un gradient de charge favorable au maintien d'une biomasse floculée. De plus, la gestion de ce type de configuration est facilitée lors de la mise en route du second bassin. Après la période de charge, ce second bassin est à nouveau by passé et un équipement (pompe ou autres) permet de vidanger totalement l'ouvrage vers le dégazeur et clarificateur.

Pour les bassins à niveau variable, la différence de volume obtenue est souvent limitée par les équipements du poste aération qui doivent être compatibles avec un niveau bas en Basse Saison et un niveau haut en Haute Saison. Des rapports de volume importants obligent la mise en place de 2 types d'aérateur et ce choix ne milite pas pour le niveau variable. **Pour des rapports de volume faible, ce type de bassin est intéressant** puisqu'il simplifie l'exploitation de l'installation et peut pour une même variation de charge diminuer le ratio de la charge massique et limiter ainsi les problèmes biologiques (bactéries filamenteuses).

En résumé, les possibilités du procédé boue activée pour traiter des variations de charge sont les suivantes :

Nombre de bassins d'aération	Dimensionnement du réacteur biologique					Delta de charge		Commentaires
		Paramètres	Basse Saison	Haute saison	Ratio	Sur 6 jours	Extrême HS/BS	
1	Volume constant (référence)	Cm	0,045	0,31	6,9	15	18	<p>Respect des niveaux de rejet lors de la phase de montée en charge. Cm max = 0,27 Taux de croissance (μ) = 0,17 Durée de la Cm non constante = 6 j</p> <p>Respect des niveaux de rejet lors de la phase de montée en charge. Cm max = 0,27 Taux de croissance (μ) = 0,17 Durée de la Cm non constante = 6 j Limite le problème de dysfonctionnement biologique.</p> <p>Non respect des niveaux de rejet lors de la montée en charge. Cm max. = 0,46 μ = 0,30 Durée de la Cm non constante = 8 j</p>
		[MVS]	1,2	3,2	2,7			
		Volume	1	1	1			
	Volume Variable	Cm	0,16	0,31	1,9	15	18	
		[MVS]	1,2	3,2	2,7			
		Volume	1	3	3			
	Volume Variable	Cm	0,045	0,31	6,9	45	56	
		[MVS]	1,2	3,2	2,7			
		Volume	1	3*	3			
2	Volumes Identiques	Cm	0,045	0,31	6,9	30	37	
		[MVS]	1,2	3,2	2,77			
		Volume	1	2	2			
	Volumes différents	Cm	0,045	0,31	6,9	45	56	
		[MVS]	1,2	3,2	2,7			
		Volume	1	3*	3			

*: au-delà de 3, la mise en route du second bassin entraîne une concentration en MVS trop faible qui peut pénaliser le rejet.

Cas de l'alternance des 2 bassins biologiques :

Les résultats obtenus sur les expérimentations menées sur la station de Bozel (73) dans le cas du traitement de l'azote ont révélé que l'alternance de 2 réacteurs biologiques avec un jour d'alimentation et un jour d'arrêt avec un minimum

d'apport d'air sur le bassin non alimenté (quelques minutes d'aération toutes les 2 heures) permet de maintenir une activité biologique suffisante sur chaque réacteur. Cette configuration permet de mobiliser 2 réacteurs biologiques d'où une **variation extrême annuelle d'un facteur de 37.**

Nombre de bassins d'aération	Delta de charge sur 1 bassin					Commentaires
	Paramètres	Basse Saison	Haute Saison	Ratio	Sur 6 j avec les 2 bassins	
2 avec alternance de l'alimentation 1 jour sur 2.	Cm	0,045	0,31	6,9	30 (2 x 15)	Respect des niveaux de rejet.
	[MVS]	1,2	3,2	2,7		
	Volume	1	2	2		

Cette configuration est facile à mettre en place si elle est prévue lors de la construction par l'installation d'un système de vannage pour l'alternance de l'alimentation des bassins et d'une gestion différenciée des besoins en oxygène par bassin.

inconvenients de cette technologie relativement récente.

➤ **Au niveau de la limite process, on observe un gain important en terme de variation admissible de charge** en raison de la concentration en MVS plus importante autorisée dans le réacteur. Cette valeur plus élevée est possible en raison de l'absence de clarificateur dont le facteur d'épaississement limite la concentration d'entrée dans l'ouvrage pour éviter l'engorgement de l'ouvrage.

La limite process du procédé boue activée équipée de la technique membranaire pour traiter des variations de charge est la suivante :

CAS PARTICULIER DU PROCÉDE BOUE ACTIVEE EQUIPE DE LA TECHNIQUE MEMBRANAIRE

Le procédé membranaire est une technique couramment évoquée, voir proposée, pour répondre à la problématique variation de charge mais il convient de rappeler les avantages et

Cas d'un réacteur biologique unique couplé à des membranes	Basse Saison (BS)	Haute Saison (HS : 100%)	Ratio	Variation de charge extrême HS/BS
Charge massique en kg de DBO ₅ /kg de MVS.j	0,015	0,31	21	33
Concentration en MVS en g/L	7 - 8	12	1,6	

➤ **Au niveau de la limite biomasse, aucun gain n'est observé et on retiendra une variation de charge « standard » de 18.**

Pour une variation de charge de 18, le ratio sur la concentration en MVS peut être de 1,6 (passage de 7 - 8 g/L à 12 g/L) ce qui entraîne une variation de la charge massique d'un facteur de 11 d'où un passage de 0,03 à 0,31 kg de DBO₅/kg de MVS.j. Cette plus faible variation ne permettra pas de limiter le dysfonctionnement biologique fréquemment rencontré sur les installations confrontées à des charges variables mais ce dysfonctionnement biologique a moins d'incidence avec un procédé membranaire (absence de clarificateur).

Le procédé membranaire permet d'obtenir :

- Des installations plus compactes en raison de la concentration en MVS plus élevée dans le réacteur (charge volumique plus importante) et de l'absence de clarificateur dont le dimensionnement nécessite des vitesses ascensionnelles plus faibles compte tenu des

risques importants de dysfonctionnement biologique.

- Des qualités d'eau de sortie plus poussées en raison d'un abattement plus élevé de la pollution particulaire qui a des répercussions sur l'ensemble des paramètres analytiques de sortie. Cet abattement important peut permettre une variation de charge légèrement supérieure au 18 annoncé.
- Dans le cas où une réutilisation de l'eau est envisagée (comme par exemple pour le fonctionnement de canons à neige, etc.), ce type de traitement accompagné d'une désinfection est plus adapté.

Ce type d'installation est encore en phase de développement comme toute technologie récente et les principaux inconvénients actuels sont :

- Les coûts d'investissement et d'exploitation plus importants que pour une filière classique équipée d'un clarificateur,
- Et quasiment aucun gain significatif sur la variation de charge limite.

TRAITEMENT DE L'AZOTE PAR LE PROCÉDE BOUE ACTIVEE : VARIATION DE CHARGE LIMITE

RAPPEL DU CONTEXTE

La démarche appliquée est identique à celle du traitement du carbone, en particulier par l'étude du même scénario type (cas très contraignant) de montée en charge appelé période critique (période de 6 à 7 jours pour atteindre 80 % de la capacité nominale de l'installation) avec en plus les particularités spécifiques du traitement de l'azote, c'est à dire :

➤ **Un niveau de rejet demandé en sortie d'installation respecté à 100 % du temps, soit une concentration en NGL < à 15 mg/L, lors de la montée en charge sans notion de moyenne annuelle.** On ne retient pas la notion de moyenne annuelle pour ce paramètre puisque la période de pointe pourrait correspondre à la période sensible du milieu récepteur. Une moyenne annuelle sur une station confrontée à une variation de charge pourrait permettre des concentrations très importantes pendant la montée en charge néfaste sur le milieu naturel malgré une moyenne annuelle respectée.

➤ **La spécificité de la population bactérienne développée,** qui intervient dans le traitement de l'azote. Les principales particularités de cette biomasse autotrophe sont (cf. annexe 5) :

- Une population au taux de croissance faible et très sensible aux conditions du milieu : O_2 , pH,

quantité de substrat, température, quantité de carbone minéral,....

- Une quantité de bactéries autotrophes fonction de la charge volumique appliquée en azote et dépendante d'une présence minimale d'oxygène.

Au niveau des taux de croissance de la biomasse autotrophe, on parlera de :

- Taux de croissance maximal des autotrophes pour une température donnée (résultats collectés en laboratoire, sans contraintes particulières) :

$$\mu_{\max, A} = 0,45 \text{ j}^{-1} \text{ à } 10 \text{ °C (cf. annexe 5)}$$

- Taux de croissance maximal sur la station : il est fonction de la concentration en substrat disponible ($N-NH_4^+$), de la concentration en oxygène dissous et de sa durée de présence.

- Taux de croissance net ou observé = taux de croissance max station – constante de décès = $(\mu_{\max, A \text{ station}}) - bA$

Dans le cas du traitement de l'azote et pour le procédé boue activée classique (réacteur biologique suivi d'un clarificateur),

il est nécessaire de dénitrifier ce qui a été nitrifié (ou au moins une grande partie des nitrates formés) afin d'éviter une dénitrification sauvage (endogène) dans le clarificateur, qui peut pénaliser la qualité du rejet par des pertes en MES. L'objectif est de se situer à des **concentrations en nitrates inférieures à 5 mg de $N-NO_3^-/L$.**



L'importance de la nitrification est uniquement dépendante du taux de croissance de la biomasse autotrophe. Pour le traitement de l'azote, à l'opposé du traitement du carbone, aucun mécanisme d'adsorption de la pollution azotée par la biomasse entre en jeu.

La quantité de biomasse autotrophe est fonction de la quantité d'azote appliquée (faible quantité de biomasse présente en Basse Saison et inversement en Haute Saison) à condition de disposer d'une durée minimale de présence d'oxygène, du temps nécessaire au développement de la biomasse autotrophe et de

l'absence de facteurs limitants tel que le pH en raison de la consommation du TAC, des toxiques,....

DEFINITION DES DIFFERENTES LIMITES

Comme pour le traitement du carbone, on parlera de :

- **Limite process** : elle correspond à la variation de charge maximale envisageable en raison des paramètres retenus et de la limite du procédé boue activée en période extrême (Haute Saison).

Température de 10 °C	Basse Saison	Haute Saison	Ratio
Cm	0,045	0,13 * ¹	2,88
[MVS]	1,5 g/L	3,2 g/L	2,13 g/L
Nombre de réacteur * ²	1	1	1

D'où une variation de charge de 6

*¹ : la charge massique Haute Saison de 0,13 kg DBO₅ / kg MVS.j est élevée par rapport aux valeurs couramment rencontrées en régime stabilisé [Cm = 0,1 kg DBO₅ . kg MVS.j à 10°C (cf. document FNDAE n°25)]. Cette valeur plus importante s'explique par :

- une température en Haute Saison plus élevée en raison de la quantité d'eaux parasites plus faible à cette période d'où des températures au sein du réacteur plus importantes (proche de 14°C lors des suivis sur site),
- et une durée Haute Saison relativement courte durant laquelle la qualité du rejet est à la limite des normes retenues.

Cette valeur élevée de charge massique évite de pénaliser trop fortement les volumes de réacteur déjà importants pour une durée de pointe limitée.

*² : Dans le cas d'une configuration avec un réacteur biologique à volume variable, un ratio de variation de volume limité à 2 voir 3 permet d'atteindre un coefficient de variation de charge de 12 ou 18.

Comme nous l'avons déjà précisé, **la limite process ne tient pas compte du taux de croissance de la biomasse autotrophe**. Si la montée en charge est plus rapide que le taux de croissance net, la qualité du rejet ne sera pas

respectée. L'étude de la limite biomasse est donc indispensable.

- **Taux de croissance** : compte tenu du seul mécanisme d'absorption, l'étude des taux de croissance observés ou nets est importante car l'évolution dans le temps du développement de la biomasse autotrophe doit suivre l'évolution de la montée en charge.

RESULTATS ET SYNTHESES

TAUX DE CROISSANCE DE LA BIOMASSE AUTOTROPHE

Le taux de croissance maximal retenu par le Cemagref à 10°C est de 0,45 j⁻¹ avec 24h d'aération. Le taux de décès (b_A) retenu pour cette même température est de 0,13 j⁻¹ (cf. annexe 5).

Lors du suivi sur site, le **taux de croissance net** observé sur la station d'épuration des Ménuires lors de la montée en charge, est de :

$$\mu_A \text{ net} = 0,11 \text{ j}^{-1} \text{ (cf. annexe 5, p.66)}$$

Avec les conditions de fonctionnement suivantes :

- 16 h de présence d'O₂ / jour

- Concentration moyenne en $N-NH_4^+$ en sortie de 5 mg de $N-NH_4^+$ /L
- Concentration moyenne en O_2 de 1 mg d' O_2 /L

Ce taux de croissance net observé sur le terrain confirme le taux de croissance maximal station de $0,45 j^{-1}$, retenu actuellement par le Cemagref (cf. annexe 5, p. 66).

A partir de ce taux de croissance et avec une durée de 6 jours de montée en charge, la variation de charge envisageable est de 1,87 obtenu par la relation suivante :

$$\text{Variation de charge} = (1 + \mu_0)^t$$

avec $t = 6$ jours

et $\mu_0 = 11 \%$ soit 0,11

D'où une variation de charge pour l'azote de 1,87.

CHARGE MASSIQUE DE DIMENSIONNEMENT

Sur la station des Ménuires, **une charge massique de 0,13 kg DBO₅ / kg MVS.j à 14 °C a été testée avec maintien des niveaux de rejet demandés.**

Cette charge massique, peu sécuritaire pour le traitement de l'azote, peut tout de même être retenue en raison :

- d'une température dans le réacteur en Haute Saison supérieure à 10°C (mais variable selon le site et les conditions climatiques). En Haute Saison, les températures dans le réacteur biologique sont généralement élevées en raison de la forte réduction des eaux parasites à cette période.
- d'une durée limitée de la pointe critique de charge (une semaine environ).

Une charge massique plus faible entraînerait des volumes d'ouvrage plus importants pour une charge maximale à traiter de courte durée.

Le compromis technico-économique permet de retenir cette charge massique de 0,13 kg DBO₅ / kg MVS.j qui assurera le respect de la concentration en NGL en sortie d'installation. Cette concentration maximale en NGL de 15 mg/L est composée de :

- 5 - 6 mg de $N-NO_3^-$ /L : valeur limite car des valeurs supérieures risquent d'entraîner des remontées de boue liées à une production suffisante d'azote gazeux.
- 5 - 7 mg de $N-NH_4^+$ /L
- 2 mg/L d'azote organique, comprenant le N organique soluble réfractaire (2% du NK d'entrée) et l'azote constitutif de la biomasse rejetée (6% des MES de sortie station).

VARIATION DE CHARGE TESTÉE

Sur la station retenue pour l'expérimentation (Station des Ménuires), **un facteur de variation de charge de 4,2 sur une très courte période (3 jours) a été testé et a permis de maintenir le traitement de l'azote tout au long du suivi**, c'est à dire avant, pendant et après la montée en charge. Cette valeur de variation de charge a été confortée par les résultats obtenus à l'aide du modèle ASM1.

Durant les essais sur site, la température a évolué de 9°C avant la montée en charge à 14°C en fin de montée en charge.

Cette variation de charge, **d'un coefficient de 4,2** étalée sur une très courte période (3 jours) a été gérée avec un bassin unique de la façon suivante :

	Basse Saison	Noël - 80 % de la charge nominale Haute Saison	Ratio
Cm	0,042	0,13	3,09
[MVS] g/L	1,95	2,68	1,37
Nombre de réacteur	1	1	1
Δ Charge de			4,2

Comme dans le cas du traitement du carbone, cette variation de charge a occasionné un foisonnement biologique très important avec un passage de l'IB de 190 à 670 mL/g de MES.

Afin de minimiser ce dysfonctionnement biologique qui a pour conséquence des pertes de boues en sortie d'installation pouvant

compromettre le maintien de la nitrification en Haute Saison, la même variation de charge sera gérée en réduisant le ratio des Charges massiques au détriment de la concentration en MVS, d'où les paramètres de fonctionnement à retenir pour l'avenir sont les suivants :

	Basse Saison	Noël 80 % de la charge nominale Haute Saison	Ratio	Haute Saison 100 % de la charge nominale	Ratio
[MVS] g/L	1,5	3,2	2,13	3,2	2,13
Cm	0,053	0,105	1,97	0,13	2,45
Δ Charge			4,2		5,2

Cette **variation de charge de 4,2 retenue pour la période critique** (Noël) s'explique :

- par le **taux de croissance de la biomasse autotrophe** qui permet de faire face à une variation de charge d'un facteur de 1,87 sur 6 jours compte tenu du taux de croissance mesuré.

Avec μ_0 net = 0,11 j⁻¹, la variation de charge est de $\Delta C = (1 + 0,11)^6 = 1,87$

- par la **durée minimale de présence d'oxygène** :

Basse Saison : durée minimale de présence d'oxygène de 8 h à 9 h par jour.

Haute Saison : durée de présence d'oxygène de 16 h (les 8 heures restantes sont réservées à la dénitrification).

soit un ratio (16 h / 8,5 h) **de 1,88.**

Le ratio de durée minimale de présence d'oxygène est fonction de la charge massique, du taux de croissance net et de la quantité de boue concernée par l'aération (cf. annexe 5, p. 63).

Si la durée d'aération en Basse Saison est supérieure à la durée minimale (de l'ordre de 8 à 9 h), ce ratio de 1.88 n'est pas modifié. L'inconvénient est surtout en terme de consommation énergétique qui est plus élevée.

Par contre, à l'exception d'une valeur minimale fixée, la durée d'aération ne permet pas une

augmentation de la quantité d'autotrophes qui est dépendante de la charge azotée apportée.

- et par **des rejets conformes mais en limite de la valeur autorisée du rejet en Haute Saison.** Ce rejet en azote supérieur permet un léger gain de variation de charge.

En Basse Saison, le flux nitrifiable non nitrifié est négligeable : la qualité des eaux est très poussée avec une concentration en NGL très faible et le rejet en azote ammoniacal peut atteindre une valeur de 2 mg de N-NH₄⁺/L.

En Haute Saison (lors de la pointe), le flux nitrifiable non nitrifié est plus important mais respecte les niveaux de rejet demandés et le rejet en azote ammoniacal peut atteindre une valeur de 6 à 7 mg de N-NH₄⁺/L. Ce rejet en azote plus élevé permet d'accepter un coefficient de variation de charge supérieur, de l'ordre de **1.2.**

A titre d'exemple : une collectivité doit traiter un volume journalier de 400 m³/j et une charge azotée de

	Basse Saison	Haute Saison	ΔC
Flux de NK à traiter (charge entrée station)	7 kg	30 kg	4,28

En sortie station, selon les périodes de l'année, les charges rejetées et éliminées sont les suivantes :

	Basse Saison	Haute Saison	ΔC
Flux de NK rejeté	2 kg (400m ³ /j x 5 mg de NK/L)	4 kg (400m ³ /j x 10 mg de NK/L)	
D'où le flux éliminé par la station	5	26	5,2

D'où un gain de variation de charge de 1,2 (5,2/4,28).

En conclusion, la variation limite biomasse pour le traitement de l'azote est de 4,2 (= 1,87 x 1,88 x 1,2).

ETUDE DE DIFFERENTES CONFIGURATIONS PERMETTANT DE TRAITER UNE VARIATION DE CHARGE SUPERIEURE

Dans le scénario retenu (montée en charge sur 6 à 7 jours pour atteindre 80 % de la capacité nominale de la station), la variation de charge de 4,2 est envisageable tout en maintenant le niveau de rejet demandé.

Ce coefficient est faible et il convient d'étudier les différentes possibilités permettant d'augmenter ce coefficient de variation de charge.

Les différents scénarios ou configurations envisagés sont les suivants :

- Implantation d'un étage biologique supplémentaire à l'amont
- Ajout de substrat azoté avant la montée en charge
- Mise en place de plusieurs bassins avec :
 - Une alimentation différente selon la saison (un seul bassin alimenté en Basse Saison)
 - Ou une alimentation alternée (plusieurs bassins en fonctionnement en Basse Saison).

Implantation d'un étage biologique supplémentaire à l'amont :

Cette configuration avec un étage biologique supplémentaire (par exemple Lit bactérien ou disques biologiques) à l'amont du bassin d'aération, **s'avère peu intéressante dans la problématique traitement de l'azote**, pour les raisons suivantes :

Sur le plan de la problématique variation de charge, ce scénario permet de traiter une **variation de charge maximale de 6,5** (et 5,2 à Noël) compte tenu d'un abattement maximal sur l'azote de l'étage biologique amont de 20 %, lié à l'assimilation bactérienne de la pollution azotée.

Par contre, plusieurs difficultés apparaissent au niveau de l'exploitation de ce double étage de traitement :

- L'implantation de la biomasse hétérotrophe sur le premier étage nécessite son alimentation avant la montée en charge. Cette alimentation occasionne alors un manque de substrat azoté sur l'étage aval, d'où la nécessité d'un complément en azote sur le second étage pour maintenir la population autotrophe développée en Basse Saison car le maintien des deux étages de traitement en Basse Saison implique inévitablement le traitement de l'azote sur le premier étage. Cet abattement de l'azote pénalise le second étage par l'absence de substrat azoté qui induit la diminution voir la perte de la biomasse autotrophe sur l'étage.
- De plus, il faut maintenir sur l'année une biomasse autotrophe sur le second étage (étage du traitement de l'azote) car l'implantation de celle-ci n'est pas envisageable aux faibles températures observées en Basse Saison.

Ajout d'une source azotée externe :

Compte tenu de l'expérience acquise sur la filière biofiltration pour le traitement des variations de charge à basses températures, l'ajout d'une source azotée extérieure pour augmenter la population autotrophe a été envisagé.

En boues activées, le taux de croissance net naturel (sans apport d'azote externe) obtenu pour

une température allant de 9 à 14°C, a été de 0.11 j⁻¹.

Dans le cas d'une complémentation en azote, celle-ci doit s'effectuer avant la montée en charge, c'est-à-dire durant une période de faible température dans le réacteur biologique (de l'ordre de 8°C) en raison des eaux parasites et des temps de séjour longs dans le réseau. Le taux de croissance net attendu à cette température est (cf. annexe 5) :

μ_o net station à 8°C = 0.07 j⁻¹

Sur cette base, **un apport extérieur d'azote sur une période de 10 jours** devrait permettre **une variation de charge d'un facteur 1,97** :

Variation de charge = $(1 + 0,07)^{10} = 1,97$

Par contre, l'augmentation de la charge volumique en azote s'accompagne d'une évolution de plusieurs paramètres qui pénalisent rapidement ce type de scénario pour traiter une charge azotée supplémentaire. Cette nitrification supplémentaire s'accompagne :

➤ D'une **consommation de TAC supérieure**, qui peut impliquer un risque d'acidification du milieu pénalisant l'activité de la biomasse autotrophe. Ce point est fonction de la teneur en TAC des eaux à traiter sur la base d'une consommation de 8,7 mg de HCO₃⁻ / par mg d'azote ammoniacal nitrifié. L'ajout d'une source azotée dans les eaux usées déséquilibre fortement le paramètre TAC par rapport à l'azote.

➤ D'une **dénitrification limitée en raison du substrat carboné insuffisant** (ratio DCO / N-NO₃ ou DBO₅ / N-NO₃ important).

Contrairement à la filière biofiltration, le procédé boue activée standard requière une dénitrification.

Une nitrification supplémentaire due à l'apport d'azote externe engendre une augmentation de la durée minimale de présence d'oxygène, au détriment de la durée nécessaire à la dénitrification indispensable.

Dans ce contexte, **l'ajout de substrat azoté extérieur pénalise rapidement le système en raison d'une dénitrification très vite limitée par**

manque de substrat carboné et par une durée d'anoxie plus faible.

Les fortes concentrations en nitrates observées pénaliseront rapidement le rejet par des pertes en MES dues à la dénitrification endogène dans le clarificateur.

Cet ajout d'azote externe pourrait être envisagé sur des systèmes membranaires où la dénitrification n'est pas nécessaire ou éventuellement sur des installations où des taux de recirculation sont très importants et pourraient être appliqués afin de limiter le temps de séjour de la boue dans le clarificateur, d'où une réduction importante de la dénitrification endogène.

Plusieurs bassins :

Compte tenu des enseignements déjà évoqués dans la partie traitement du carbone, la configuration en série est préférable avec l'alimentation du second bassin lors de la montée en charge.

En série

Le compromis entre les aspects économiques (en particulier le coût d'investissement) et les contraintes d'exploitation milite pour la mise en place de **deux bassins seulement**. De plus, **la variation du volume de réacteur biologique est envisageable dans la limite d'un facteur maximum de 3** compte tenu de l'effet de dilution de la concentration en MVS au moment de l'alimentation du second bassin.

Ce ratio de volume de réacteur permet d'augmenter le coefficient de variation de charge pour la limite process ($4,2 \times 3 = 12,6$) mais ne permet aucun gain au niveau de la limite biomasse.

Ainsi, **avec plusieurs bassins en série, la variation de charge limite reste de 4,2.**

Par contre, l'utilisation de deux bassins en série permet de fonctionner avec des paramètres différents car le facteur obtenu par le volume de réacteur (ratio 2,5) permet de diminuer le facteur appliqué sur la charge massique (passage de 2 à 1,2), ce qui peut limiter le développement de bactéries filamenteuses.

	Basse Saison	Noël - 80 % de la charge nominale Haute Saison	Ratio
Charge massique	0,086	0,10	1,16
[MVS] g/L	2,2	3,2	1,44
Nombre de réacteur	1	2,5	2,5
		ΔC	4,2

Cette **configuration en série** permet, pour une **variation de charge identique de 4,2**, les avantages suivants :

- De fonctionner avec une charge massique plus élevée en Basse Saison, ce qui permet de limiter les risques d'une légère défloculation et du foisonnement lors de l'à-coup de charge. Ces paramètres de fonctionnement sont un compromis entre la limitation du foisonnement, l'obtention d'une C_m trop importante lors de la montée en charge et d'une quantité trop faible de biomasse en Basse Saison.
- D'optimiser les consommations énergétiques en raison d'une quantité de biomasse plus faible, d'où une respiration endogène limitée, et des puissances de brassage plus réduites en raison d'un volume de réacteur biologique plus petit en Basse Saison.

En parallèle

Cette configuration s'avère intéressante uniquement quand l'alimentation des bassins est alternée en Basse Saison ce qui permet de maintenir ou de produire une biomasse plus importante ce qui permettra de faire face à une variation de charge plus élevée. De nombreux auteurs ont montré que l'alternance ne permettait aucun gain de biomasse. Leur approche était basée sur un taux de décès lors de la phase de non alimentation équivalent à la phase alimentation d'où une absence de gain en terme de biomasse. Par contre ce taux de décès dépend des conditions d'aération lors de la phase de non alimentation avec un taux de décès plus faible par l'abaissement des potentiels d'oxydo-réduction du bassin (cf. annexe 5, p.68).

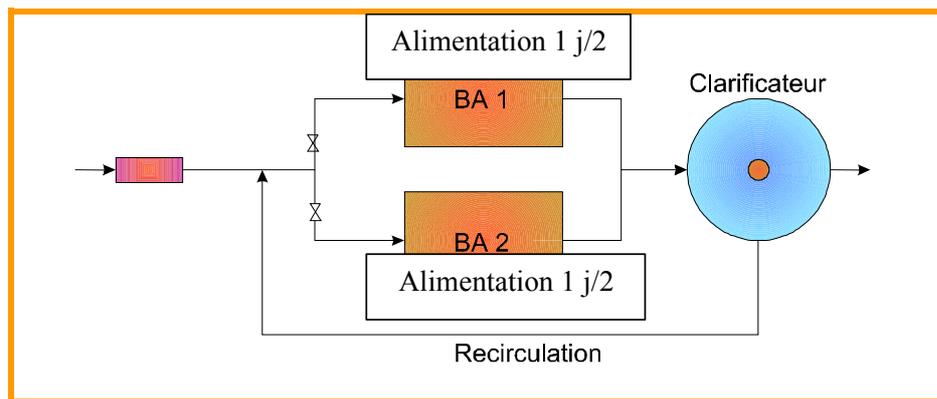


Figure 7 – Schéma d'une filière équipée de 2 bassins d'aération dont l'alimentation est effectuée par alternance (1 bassin alimenté par jour/2)

Selon les hypothèses retenues sur ces paramètres :

- les taux de décès de la biomasse présente lors de la phase de non alimentation est fonction des conditions de milieu : anoxie ou

anaérobie, poids des extractions de boue (1 / âge de la boue).

- La durée de la rotation : les calculs théoriques révèlent une baisse de la quantité de biomasse autotrophe en fonction de la durée d'alternance.

Les résultats en terme de gain de biomasse autotrophe peuvent aboutir à une perte ou à un gain.

Compte tenu des résultats très positifs obtenus par la filière biofiltration, son extrapolation directe à la boue activée n'est pas envisageable en raison des biomasses mises en jeu (culture fixée / culture libre) et des conditions du milieu différentes, et donc, une expérimentation a été menée sur site avec deux bassins d'aération en

parallèle alimentés par alternance en Basse Saison. **Les résultats sur site de l'alimentation des bassins par alternance en Basse Saison permettent de maintenir la population autotrophe qui s'était développée à la Haute Saison précédente ce qui permet au moment de la montée en charge de mobiliser plus de biomasse autotrophe** d'où :

		Basse Saison	Noël 80 % de la charge nominale Haute Saison	Ratio	Haute Saison 100 % de la charge nominale	Ratio
Un seul bassin unique	[MVS] g/L	1,5	3,2	2,13	3,2	2,13
	Cm	0,053	0,105	1,97	0,13	2,45
	Δ Charge			4,2		5,2
Deux bassins avec alimentation alternée (en théorie)	[MVS] g/L	1,5	3,2	2,13	3,2	2,13
	Cm	0,053	0,105	1,97	0,13	2,45
	Volume de réacteur	1j/2	2	2	2	2
	Δ Charge			* compris entre 4,2 et 8,4		De 5,2 à 10,5

* : fonction du comportement de la biomasse autotrophe lors de la phase de non alimentation.

Ces résultats sont très prometteurs et une expérimentation sur site a permis de consolider notre position concernant un gain grâce à

l'alternance des bassins, basé sur le principe suivant :

Période	Charge azotée entrante	Mécanismes étudiés
Fin de l'été précédent la basse saison	Elevée, d'où une quantité de biomasse autotrophe installée importante	La quantité de biomasse autotrophe présente dans le réacteur est fixée par la charge volumique en NK (en kg de NK/m ³ de réacteur .j) qui sera augmentée par l'alimentation alternée.
Basse saison	Très faible, d'où une diminution à terme de la biomasse autotrophe installée précédemment (Cv NK très faible)	Cette alternance est déclenchée dès la baisse de la charge entrante, ce qui permet d'augmenter artificiellement la Cv NK un jour sur deux. Cette charge volumique élevée permet elle le maintien ou un gain en biomasse autotrophe ?
Vacances de Noël	Elevée, D'où d'une quantité de biomasse autotrophe présente fonction de son taux de croissance et de la durée de charge élevée	Lors de la phase de non-alimentation, le comportement de la biomasse autotrophe en particulier le poids de la constante de décès, est à vérifier.

Les résultats obtenus sont illustrés par la figure suivante :

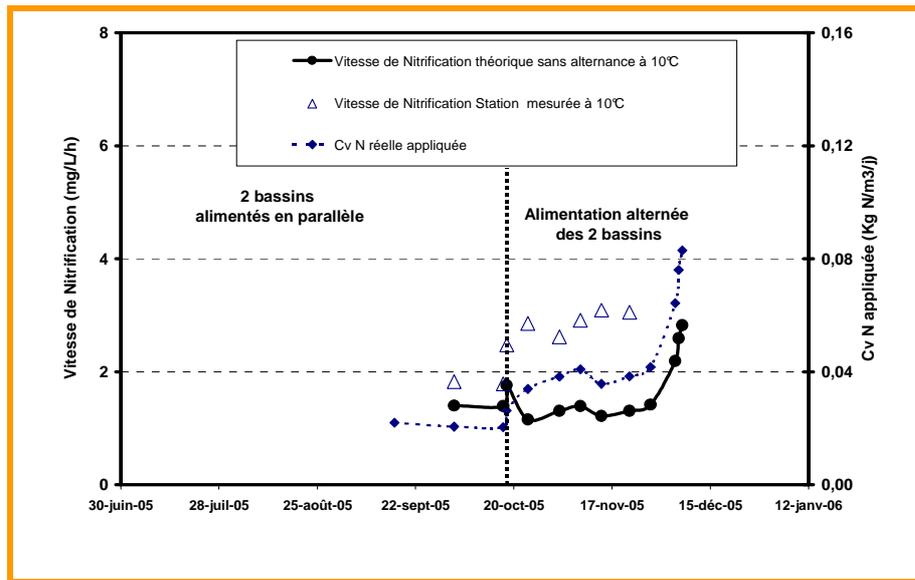


Figure 8 – Evolution dans le temps des vitesses de Nitrification et de la Cv N appliquée

On observe :

- Une vitesse de nitrification plus importante suite à l’alternance de l’alimentation un jour sur deux, ce qui permet de disposer d’une quantité de biomasse autotrophe plus élevée au sein des réacteurs biologiques, paramètre favorable pour traiter une montée en charge rapide.
- Le passage à l’alternance permet le développement ou la mobilisation supérieure de biomasse autotrophe.

Le suivi sur site a permis d’apporter les réponses suivantes :

- L’alternance des bassins permet de mobiliser une biomasse plus importante au moment de la montée en charge.
- On observe globalement une quantité supérieure de biomasse autotrophe grâce à la charge volumique appliquée un jour sur deux plus importante en basse saison et par une constante de décès inférieure lors de phases de non-alimentation. Durant ces périodes de non-alimentation, la biomasse aérobie a été gérée par des cycles de 10 minutes d’aération suivis de 2 heures d’arrêt, ce qui a entraîné

en moyenne par cycle 1 heure sans oxygène avec des potentiels d’oxydo-réduction de + 50 mV EHN pour les valeurs les plus faibles.

Le gain obtenu par l’alimentation alternée des réacteurs est d’un facteur 1,3 par des mesures en batch de la vitesse de nitrification et de 1,6 sur la filière de traitement. On retiendra par sécurité, le chiffre de 1,3.

L’expérience de l’alternance acquise sur une période de six semaines a montré une légère dégradation de l’Indice de boue (passage de 100 à 185 mL/g MVS). Les principaux facteurs responsables sont la variation de charge massique et/ou l’aération limite du bassin en période non alimentée. Il est probable que l’augmentation de la durée de l’alternance aggrave cette détérioration de l’aptitude des boues à décanter. En l’état actuel des connaissances, l’alternance sera donc déclenchée seulement deux mois avant la montée en charge.

D’où, avec un souci de sécurité, le gain suivant :

Deux bassins avec alimentation alternée	[MVS] g/L	1,5	3,2	2,13	3,2	2,13
	Cm	0,053	0,105	1,97	0,13	2,45
	Gain par alternance			1,3	1,3	1,3
	Δ Charge			5,5		6,8

Conclusion générale

Suite à l'application de la loi sur l'eau, le traitement par les procédés biologiques est conforté sur le plan national et plus particulièrement sur les installations à charges variables où le traitement physico-chimique était jusqu'alors la filière la plus implantée en raison de sa forte adaptabilité aux variations de charges, mais d'efficacité insuffisante.

L'étude s'est orientée sur les collectivités touristiques de montagne et d'activité hivernale car la problématique variation de charge est la plus contraignante pour les raisons suivantes :

- Une faible température des eaux qui entraîne des cinétiques de transformation de la pollution plus lente.
- Des variations de charge très importantes sur des durées courtes (week-end, début des vacances scolaires).



Les filières de traitement envisageables pour ce type de collectivité ne sont pas nombreuses. On

recense particulièrement deux technologies : le procédé boue activée et le procédé biofiltration.

Pour la filière biofiltration, ce travail de connaissance de la variation de charge limite a déjà été mené en collaboration avec L'Agence de l'eau RMC et **est annexé à ce document**.

Pour le procédé boue activée, l'étude présentée dans ce document a permis d'arrêter la variation de charge maximale extrême entre la Haute Saison et la Basse Saison, ce qui correspond à des limites du procédé pour une configuration donnée (nombre de réacteurs, traitement préalable) **appelé limite process**. Elle correspond au ratio des charges massiques retenues pour la Haute Saison afin de maintenir la qualité du rejet sur la charge massique Basse Saison. Cette dernière a aussi une limite liée à des problèmes de floculation. Les valeurs estimées et vérifiées sur site sont les suivantes :

		Haute Saison	Basse Saison	Ratio	Variation de charge extrême
Traitement du carbone	Charge massique en kg de DBO ₅ /kg de MVS.j	0,3	0,045	6,67	18
	[MVS] g/L	3,2	1,2	2,67	
	Nombre de réacteur biologique	1	1	1	
Traitement de l'azote	Charge massique en kg de DBO ₅ /kg de MVS.j	0,13	0,045	2,88	6,1
	[MVS] g/L	3,2	1,5	2,13	
	Nombre de réacteur biologique	1	1	1	

Au delà de cette variation de charge, la collectivité devra mettre en place une technologie différente (procédé biofiltration par exemple) ou définir une autre configuration de la filière boue activée

(traitement amont ou plusieurs réacteurs). **Cette variation de charge extrême annuelle ne tient pas compte de la rapidité de la montée en charge (amplitude et durée)** qui implique

une capacité de la biomasse à piéger une quantité de pollution journalière donnée.

Sur la base d'un **scénario type de montée en charge** (80% de la capacité nominale de la station arrive en quelques jours : 6 – 7 jours), l'étude a recherché **la variation de charge limite pour cette période critique type avec**

maintien de la qualité des eaux rejetées. Les résultats obtenus sont différents selon le type de traitement en raison des taux de croissance différents et selon la configuration retenue.

On retiendra pour un unique réacteur biologique les variations de charge suivantes :

Type de traitement	Variation de charge période critique	Variation de charge de la collectivité
Carbone	15	18
Azote	4,2	5,2

Avec ces variations de charge, les niveaux de rejet sont respectés à condition que la charge massique retenue en Haute Saison soit respectée, ce qui signifie de fortes contraintes d'exploitation.

Différentes configurations ont été évoquées et étudiées pour permettre, à partir du procédé boue activée, de traiter des variations de charge supérieures. La variation du nombre de bassins alimentés au fur et à mesure de la charge à traiter est intéressante d'un point de vue coût

d'exploitation mais n'apporte aucun gain sur le taux de croissance de la biomasse en place. Par contre, la gestion de deux bassins avec une alimentation alternée (1 jour sur deux) tout au long de la Basse Saison, permet d'augmenter d'un facteur proche de deux dans le cas du traitement du carbone et de 1,3 (voir 1,6) dans le cas du traitement de l'azote ce qui permet un gain sur la variation de charge limite pour la période critique.



Bibliographie

- **Canler J-P., Perret J-M., Iwema A.** – 2004. La problématique du traitement de l'azote sur des installations confrontées à des charges variables et à des basses températures. Application au procédé biofiltration. Note de Synthèse, 37 p. (*cf. annexe 6*)
- **Choubert J-M.** – Septembre 2002. Analyse et Optimisation du traitement de l'azote par les boues activées à basse température. Thèse de Doctorat. Université Louis Pasteur, Strasbourg I, 265 p.
- **Deronzier G., Schétrite S., Racault Y., Canler J.P., Liénard A., Héduit A., Duchène Ph.** – 2002. Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. Cemagref Editions, Antony, Coll. Documentation technique FNDAE, n° 25, 78 p.
- **Deronzier G., Choubert J-M.** – 2004. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées. Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimiques. Document technique FNDAE n°29 , 49 p.
- **Henze, Harremoës, la Cour Jansen Arvin** – 1997. Wastewater treatment. Biological and Chemical Process. Second edition, Edition Springer, 383 p.
- **Labonne E** – Juin 2003. Traitement du carbone et de l'azote dans les stations d'épuration confrontées à des charges variables associées à des basses températures. Mémoire de fin d'études, INSA, Toulouse, 46 p. + annexes.
- **SAUNIER Environnement** – Janvier 2001. Système de traitement des eaux usées adaptées aux petites collectivités touristiques de montagne. Rapport d'étude pour l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 73 p.



Annexe 1 – Rappels des différentes étapes de traitement d’une station d’épuration et les rendements escomptés

Annexe 2 – Inventaire des principales filières de traitement et exemples de configuration

48 **Annexe 3 – Traitement biologique par boue activée**

Annexe 4 – Traitement du carbone

Annexe 5 – Traitement de l’azote

Annexe 6 – Le procédé Biofiltration : synthèse sur la problématique charges variables

ANNEXE 1 - RAPPELS DES DIFFERENTES ETAPES DE TRAITEMENT D'UNE STATION D'EPURATION ET LES RENDEMENTS ESCOMPTES

Type de traitement	Actions	Processus mis en place
Pré traitements	Sur les matières grossières et les sables (Protection des appareillages électromécaniques) et sur les matières grasses (flottants)	Physique (mécanique)
Traitement primaire	Sur les matières décantables et colloïdales (si traitement chimique)	Physique (décantation) associé ou non à des réactifs chimiques
Traitement secondaire	Sur les matières particulaires, colloïdales et dissoutes	Biologique
Traitement tertiaire	Compléments de traitement, affinage du traitement : carbone, azote, phosphore et/ou bactéries	Biologique ou autres : physique (décantation, UV,..), chimiques (phosphore, désinfection)

Tableau 1 : définition des différentes étapes de traitements

	PARAMETRES					
	MES	DBO ₅	DCO	NK	NGL	PT
Concentration des eaux brutes normalement concentrées (mg/L)	280	300	700	75	75	15

FILIERES

Prétraitements :	Abattement négligeable (d'où rendement nul)
-------------------------	---

Primaire :						
Décantation (en %)	50 à 65	25 à 35	25 à 35	< à 10	< à 10	Proche de 0
Traitement physico-chimique (en %)	75 à 90	50 à 70	50 à 70	Proche de 10	Proche de 10	80 à 90

Secondaire :						
Traitement biologique faible charge (en %)	90 à 95	93 à 97	88 à 92	40 à 90	30 à 85	< à 30

Tertiaire :						
Traitement biologique biofiltration (en %)	> à 95	98	92 à 96	60 à 90	40 à 90	> à 40

Tableau 2 : rendements escomptés

ANNEXE 2 – INVENTAIRE DES PRINCIPALES FILIERES DE TRAITEMENT ET EXEMPLES DE CONFIGURATION

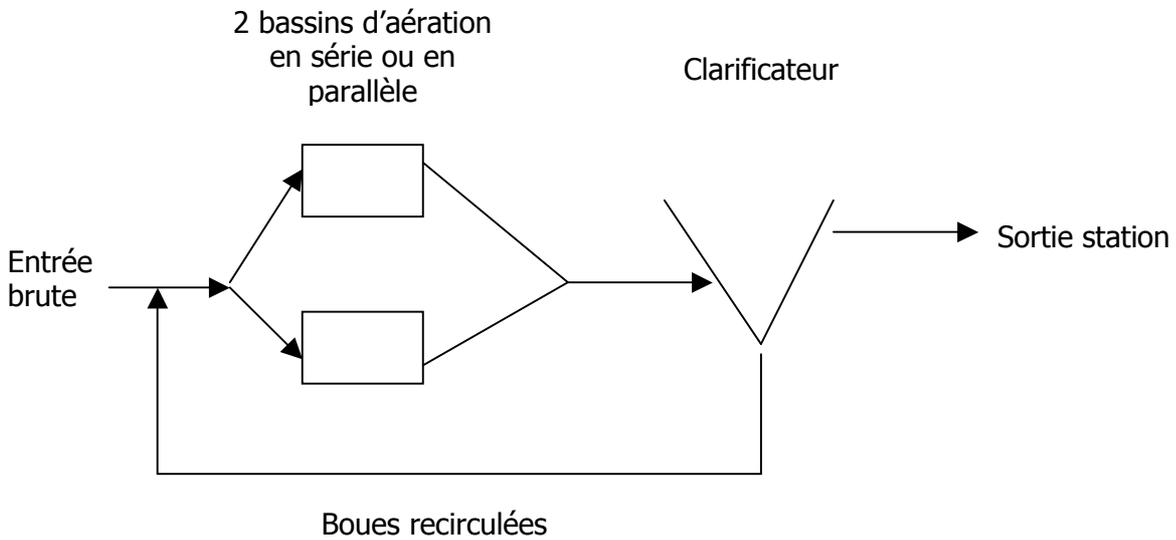
Cas des stations à charge variable dues à l'activité touristique

	Type de traitement			Principaux critères		
	Carbone	Azote	Phosphore	Modularité	Compacité	Faible température
Traitement primaire						
Sans physico-chimique	X			X	X	X
Avec physico-chimique	X		X	X	X	X
Traitement secondaire						
Cultures libres :						
Boue activée	X	X	X			X
Lagunage	X					
Cultures fixées :						
Biofiltration	X	X	X	X	X	X
Lits bactériens	X	+ou -				
Filtres plantés de roseaux	X	Nit				
Cultures mixtes :						
Disques biologiques	X	+ou -	X	X		X
Traitement tertiaire						
Traitement biologique						
Biofiltration	X	X		X	X	X
Boue activée	X	X	X			X
Traitement physico-chimique						
Clarifloculateur	affinage		X	X	X	X
Désinfection				X	X	X

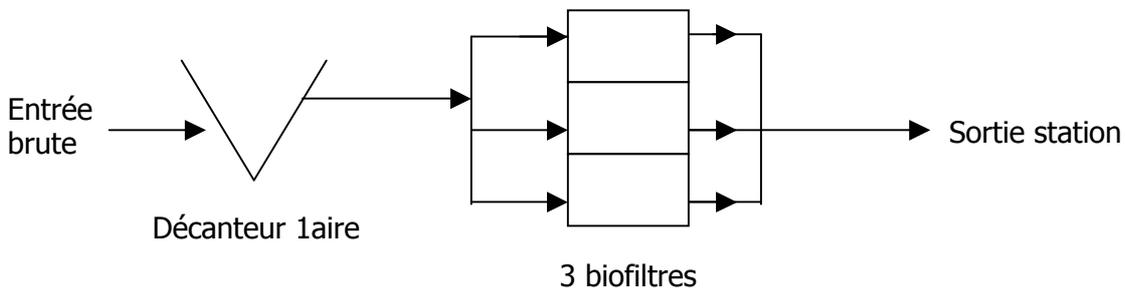
Tableau 3 : inventaire des principales filières de traitement adaptées aux collectivités touristiques hivernales de montagne

Exemples de configuration : cas des charges variables

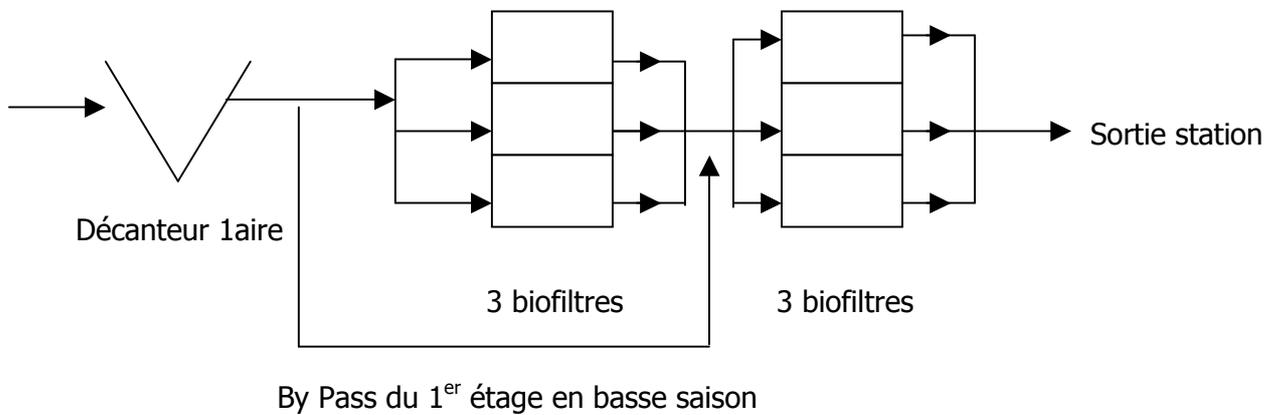
➤ Boues activées :



➤ Biofiltration :

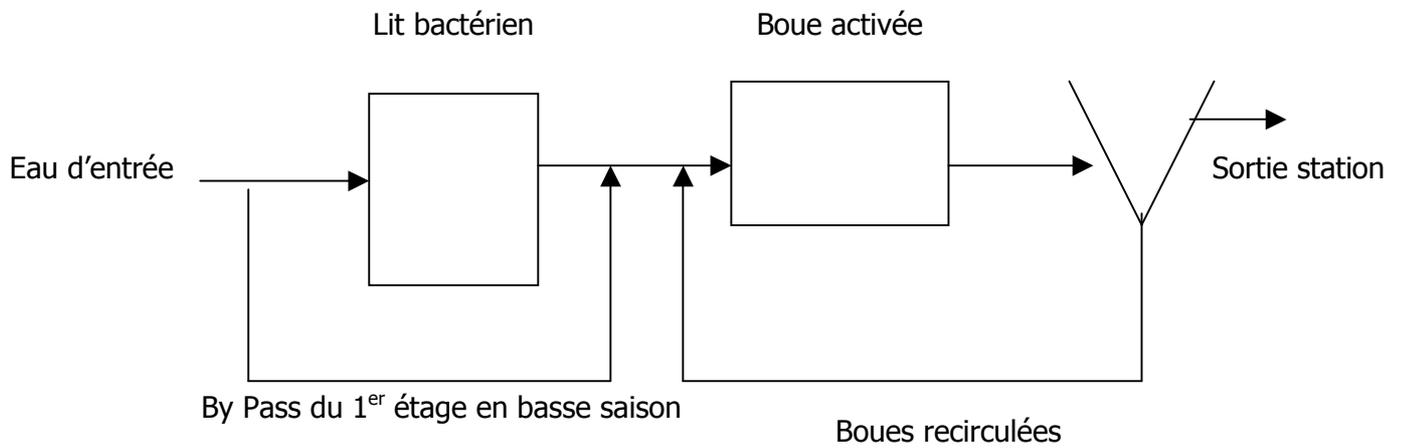


ou :



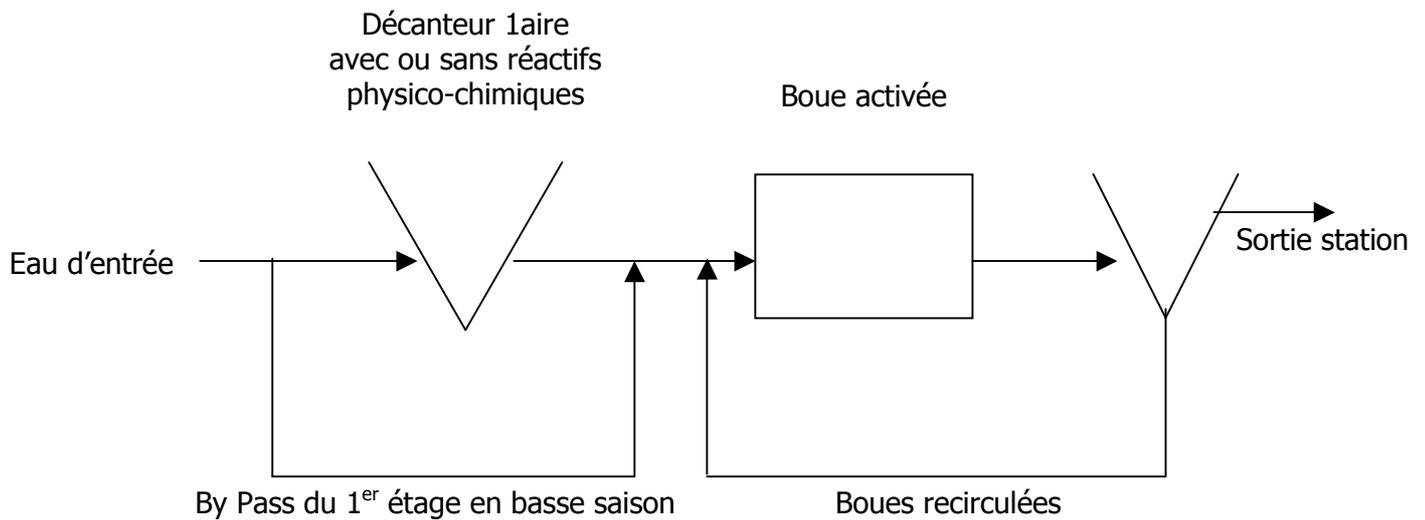
➤ **Deux étages de traitement :**

Lit bactérien + Boue activée



ou

52 Décanteur primaire + Boue activée



ANNEXE 3 : TRAITEMENT BIOLOGIQUE PAR BOUE ACTIVEE

Principaux paramètres de dimensionnement d'une filière boue activée

➤ Paramètres de dimensionnement du bassin d'aération

LA CHARGE MASSIQUE

Le paramètre clé classiquement utilisé pour dimensionner le bassin biologique est la charge massique, qui définit la quantité de matière organique à appliquer à la biomasse par jour.

Elle permet de déterminer le volume du bassin à mettre en œuvre, selon l'équation 1.

$$C_m = \frac{DBO_5 \text{ entrée}}{V \times [MVS]}$$

avec : C_m	charge massique (kg DBO ₅ / kg MVS.j)
$DBO_5 \text{ entrée}$	masse de DBO ₅ apportée par jour (kg/j)
V	volume du bassin d'aération (m ³)
$[MVS]$	concentration nominale de MVS dans le bassin d'aération (g/L)

Équation 1

Dans le cas du traitement de la pollution carbonée, la charge massique fixe le rendement d'épuration et conditionne la production et le degré de stabilisation des boues biologiques. Dans le cas du traitement de la pollution azotée, la charge massique, et plus particulièrement l'âge de boue, permet de maintenir la population autotrophe.

L'âge de boue

Le paramètre charge massique est lié au paramètre âge de boue selon l'équation 2. Il représente le temps de séjour moyen de la biomasse dans le bassin. Son influence est significative dans le cas du traitement de la pollution azotée, pour lequel la croissance bactérienne est faible.

$$\theta_B = \frac{1}{C_m \times P_{sb}}$$

avec : θ_B	âge de boue (j)
P_{sb}	production spécifique de boue (kg MVS/kg DBO ₅ éliminé)

Équation 2

La charge volumique

On définit également le paramètre charge volumique, actuellement peu utilisé, qui représente la quantité de matière organique à apporter par unité de volume de réacteur et par jour et qui donne une indication sur le temps de séjour de l'effluent.

Des résultats raisonnables ne peuvent être obtenus que si on considère un effluent de composition uniforme, avec une concentration en boue constante d'une station à l'autre. La charge volumique est reliée à la charge massique et au temps de séjour de l'effluent par les équations 3 et 4.

$$C_v = C_m \times [MVS]$$

avec C_v charge volumique (kg DBO₅ / m³.j)

Équation 3

$$TS = \frac{[DBO_5]}{C_v}$$

avec : TS temps de séjour de l'effluent avec la biomasse (j)
 $[DBO_5]$ concentration en DBO₅ dans l'effluent brut (kg/m³)

Équation 4

Les valeurs des paramètres de dimensionnement sont généralement celles indiquées dans le tableau 4 :

	Faible charge	Aération prolongée
Charge massique C_m (kgDBO ₅ /kgMVS.j)	0,1 – 0,2	< 0,1
Age de boue θ_B (j)	12 – 20	> 20
Charge volumique C_v (kgDBO ₅ /m ³ .j)	0,4	< 0,3
[MES] (g/L)	4	4,5

Tableau 4 : Caractéristiques des boues activées en fonction de la charge massique appliquée

La vitesse de nitrification

En ce qui concerne le traitement de l'azote, la faisabilité de la nitrification est classiquement vérifiée lors du dimensionnement à partir de la donnée vitesse de nitrification, donnée par l'équation 5, qui permet de déterminer la durée d'aération nécessaire.

$$V_G = \frac{\text{Flux nitrifié}}{D_{a\text{ér}} \times MVS}$$

avec : V_G vitesse de nitrification (kg N_{nit}/ kg MVS.h)
 $D_{a\text{ér}}$ durée d'oxygène (h)
 MVS masse de MVS dans la boue (kg de MVS)
 Flux nitrifié (kg N nitrifié/j)

Équation 5

Cette vitesse de nitrification conditionne le temps nécessaire pour que la réaction soit totale. Les facteurs qui l'influencent sont les mêmes que ceux qui interviennent sur la croissance de la biomasse qui en est responsable.

➤ Paramètres de dimensionnement du clarificateur

VITESSE ASCENSIONNELLE

La charge hydraulique superficielle, ou vitesse ascensionnelle, est le paramètre clé du dimensionnement des clarificateurs. Elle fixe la surface utile de l'ouvrage à mettre en oeuvre, comme indiqué dans l'équation 6.

$$V_a = \frac{Q_e}{S}$$

avec : **V_a** vitesse ascensionnelle (m³/m².h)
Q_e débit de pointe à traiter (m³/h)
S surface utile du clarificateur (m²)

Équation 6

La vitesse ascensionnelle limite dépend de la concentration de la boue et de sa qualité, caractérisée par l'indice de boue I_B.

Afin d'en déterminer la valeur, on définit le volume corrigé selon l'équation 7. Ce volume corrigé tient compte à la fois de la décantabilité des boues, caractérisée par l'indice de boue I_B, et de leur concentration.

$$V_{corr} = I_B \times [MES]$$

avec : **V_{corr}** volume corrigé (ml/l)
I_B indice de boue (ml/g)
[MES] concentration de la boue (g/l)

Équation 7

Comme l'indique cette relation, le volume corrigé représente le volume fictif occupé, après décantation d'une demi-heure, par un litre de boues.

La figure 1 ci-après permet de corréliser ce volume corrigé à la charge hydraulique superficielle limite.

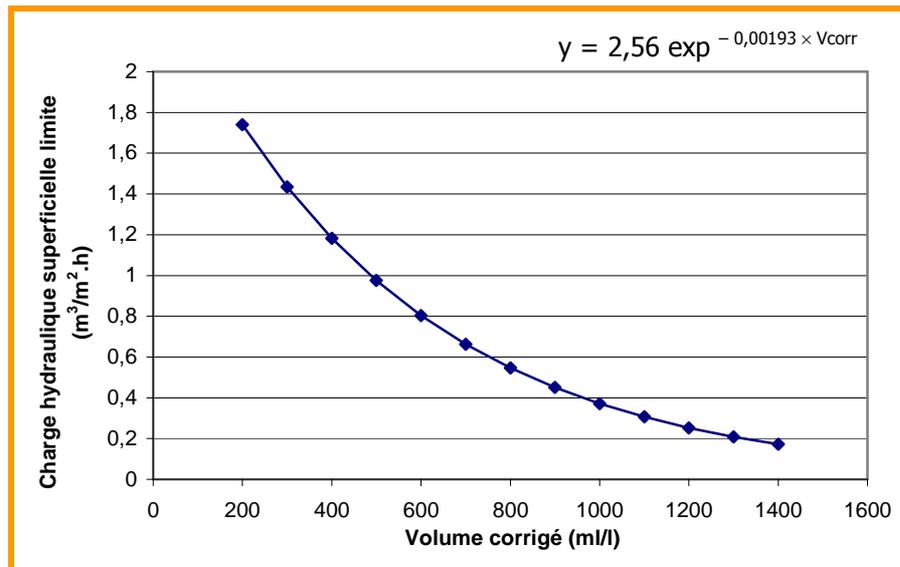


Figure 1 – Charge hydraulique superficielle limite admissible dans un décanteur secondaire

Cette figure s'applique à des décanteurs à flux vertical, c'est-à-dire aux décanteurs cylindro-coniques ou cylindriques d'un diamètre inférieur à une valeur de l'ordre de 20 à 25 m.

EPAISSISSEMENT DE LA BOUE DANS LE CLARIFICATEUR

Les équations 8 et 9 définissent le facteur d'épaississement. Il est fonction de la qualité de la boue, de la recirculation et de la profondeur du bassin.

56

$$f_{\text{ép}} = \frac{C_r}{C_e}$$

avec : $f_{\text{ép}}$ **facteur d'épaississement**
 C_r **concentration des boues recirculées**
 C_e **concentration des boues à l'entrée du décanteur**

Équation 8

$$f_{\text{ép}} = 1 + \frac{1}{tr}$$

avec : tr **taux de recirculation avec $tr = 1,5$ pour 150 % de recirculation.**

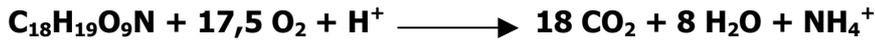
Équation 9

Ainsi, un taux de recirculation de 100 % correspond à un facteur d'épaississement de 2 ; il descend à 1,6 pour un taux de recirculation de 150 %.

Principe de base du traitement du carbone et de l'azote

➤ Métabolismes des micro-organismes hétérotrophes aérobie

La production de l'énergie nécessaire à la croissance bactérienne met en jeu des réactions d'oxydation de la matière organique en dioxyde de carbone, eau et autres substances nutritives (principalement des composés azotés, phosphorés et soufrés), selon l'équation 10. On peut ainsi remonter à la demande chimique en oxygène, qui est de 1,42 kg d'O₂/kg de matière organique.



Équation 10

L'assimilation est une transformation de la matière organique en nouvelles cellules par les micro-organismes hétérotrophes, en présence d'oxygène dissous, selon l'équation 11. Le rendement maximum de conversion de l'assimilation, noté Y_{max} , est élevé, avec une valeur de 0,5 gDCO_{produit}/gDCO_{éliminé}.



Équation 11

➤ Traitement de l'azote

57

REACTIONS DE TRANSFORMATION DE L'AZOTE

L'azote des effluents à traiter arrive dans le réseau principalement sous sa forme organique. Son transit dans le réseau modifie les proportions en faveur de la forme ammoniacale. Selon le temps de séjour et la température, la proportion d'azote ammoniacal à l'entrée de la station d'épuration varie entre 50% (réseaux courts) et 75% (réseaux très longs).

Des apports de formes oxydées (N-NO₂⁻, N-NO₃⁻), et plus particulièrement de nitrates, peuvent exceptionnellement être observés par exemple lors des épisodes pluvieux en réseaux unitaires, ou lorsque des eaux parasites riches en nitrates s'infiltrent dans le réseau.

L'élimination biologique met en œuvre différentes réactions, présentées dans la figure 2, les principales étant l'assimilation, la nitrification et la dénitrification.

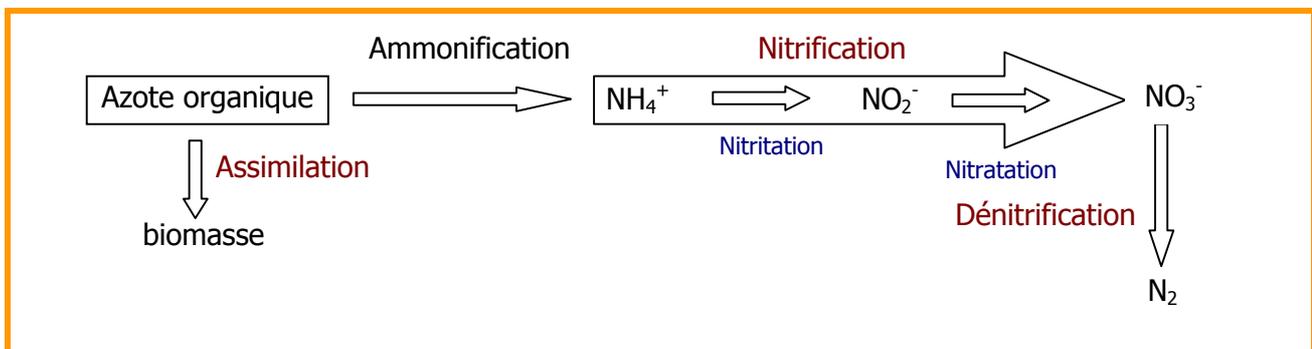
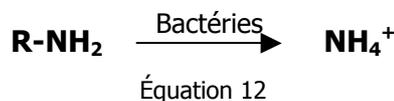


Figure 2 – Elimination biologique de l'azote

AMMONIFICATION

L'azote organique des eaux urbaines est principalement formé d'urée et d'acides aminés. Sous l'action de bactéries et par hydrolyse notamment, l'ammonification se réalise que le milieu soit oxydant ou non selon l'équation 12.



L'ammonification étant une réaction extrêmement rapide, au bout de quelques heures dans le réseau les concentrations en azote organique sont réduites de moitié, l'effluent arrivant à l'entrée de la station contient principalement de l'azote sous forme ammoniacale.

Assimilation

La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes est donnée par l'Équation énoncée précédemment.

Ces micro-organismes, afin d'assurer le traitement de la charge polluante organique, ont besoin pour leur métabolisme d'azote, ce dernier représentant environ 5% de leur matière sèche. Leurs besoins en azote sont de l'ordre de 5% de la DBO₅ éliminée par la culture bactérienne. Environ 25% de l'azote des eaux brutes urbaines sont ainsi éliminés, par assimilation et séquestration dans le floc bactérien.

Nitrification

La nitrification consiste en l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrates, selon l'équation 13. Son rendement maximal de conversion, noté $Y_{A,r}$, est de 0,17 g MVS_{produit} / g N_{nitrifié}.

58



Cette transformation est réalisée en deux étapes : la nitritation ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$) suivie de la nitratisation ($\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$). Elle est réalisée en présence d'oxygène par des micro-organismes autotrophes qui utilisent l'azote ammoniacal et les carbonates comme sources d'énergie. La nitritation est réalisée par des bactéries nitreuses, notamment *Nitrosomonas*, mais aussi *Nitrosococcus* et *Nitrospira*. La nitratisation est elle assurée par des bactéries nitriques type *Nitrobacter*.

La demande en oxygène des micro-organismes autotrophes est élevée, avec 4,2 g O₂/g N-NH₄⁺_{nit}. Des concentrations de 2 à 3 mg O₂/l suffisent pour optimiser la vitesse de nitrification.

Dénitrification

La dénitrification consiste en une réduction des nitrates en azote gazeux par des bactéries hétérotrophes du genre *Pseudomonas*, avec assimilation de matière organique comme source de carbone, en l'absence d'oxygène dissous et en présence de nitrates, suivant l'équation 14.



Cette réaction de dégradation de la matière organique, toutes autres conditions égales par ailleurs, est plus lente que celle qui se produit en présence d'oxygène. Elle est d'autant plus lente que le carbone disponible est moins facilement biodégradable.

Impact des formes oxydées de l'azote

L'azote oxydé (nitrites et nitrates) est entièrement sous forme de sels dissous. En fonctionnement normal, les nitrites restent en concentration quasi nulle ou inférieure à 1 mg/L. L'azote oxydé est donc assimilable aux nitrates.

Le rejet de nitrates dans les eaux douces superficielles continentales n'est pas remis en cause en tant que pollution biologiquement décelable. En effet, dans les plans d'eau douce, il a été clairement établi que les phosphates sont les sels nutritifs majoritairement responsables des phénomènes d'eutrophisation, avant les nitrates. La présence de nitrates orienterait même les croissances algales vers les espèces ne produisant pas de phytotoxines aux conséquences néfastes sur l'homme.

Par ailleurs, la dénitrification dans les milieux naturels est loin d'être négligeable. Les demandes de limitation des flux d'azote oxydé concernent donc avant tout la protection du milieu marin.

Dans le cas des boues activées, une dénitrification au moins partielle est nécessaire afin de garantir un bon et durable fonctionnement du procédé. En effet, si la dénitrification n'est pas maîtrisée, la réduction des nitrates en azote gazeux se produit spontanément dans le clarificateur, avec deux types de conséquences :

- L'entraînement de fines avec l'effluent épuré si le dégazage est suffisamment important, ce qui met à mal l'objectif de 25 mg DBO₅/L pendant 95% du temps.
- La création de flottants pérennes qui tôt ou tard conduiront à un dysfonctionnement biologique (bulking), lié à des pertes de boues.

Une limite de concentration en nitrates à 5 mg/L est conseillée par le Cemagref pour se prémunir contre ces problèmes. Des concentrations en nitrates en sortie d'installation de l'ordre de 16 mg/L sont envisageables, permettant alors un gain de 17% sur le volume du réacteur, cependant ce gain est relativement faible compte tenu des risques importants de pertes de boues.

Dans le cas d'une dénitrification partielle, la présence d'une cloison siphonide sur le clarificateur est indispensable pour ne pas pénaliser la qualité du rejet. De même, pour éviter l'accumulation des flottants, un système de raclage de surface, avec évacuation et stockage des flottants est nécessaire.

Si les concentrations en nitrates sont importantes, une solution consisterait à bloquer la dénitrification, en mettant le milieu en aérobie. Pour cela, il faut apporter suffisamment d'oxygène, en prévoyant en outre un ouvrage de dégazage correctement dimensionné, et augmenter la recirculation afin de réduire le temps de séjour de la boue dans le clarificateur et assurer un niveau de voile de boues bas. Outre la conception appropriée des ouvrages, une exploitation plus soutenue est alors indispensable.

Les autres procédés, et notamment l'ensemble des cultures fixées (i.e. biofiltres), fonctionnent de manière préférentielle en produisant un effluent nitrifié et très partiellement dénitrifié.

ANNEXE 4 : TRAITEMENT DU CARBONE

Traitement du Carbone : effet de la température sur les taux de croissance

➤ Cas des taux de croissance spécifique maximal

EFFET DE LA TEMPERATURE

$$\mu \text{ max (T}^\circ\text{C)} = \mu \text{ max (20 }^\circ\text{C)} \times \exp^{k(T-20)}$$

avec $\mu \text{ max}$: taux de croissance spécifique maximal (j^{-1})

et K : constante de température ($K = 0,06 - 0,1$ soit en moyenne $0,08$)

Données :

Taux de croissance spécifique maximum en jour^{-1}	Valeur	Valeur retenue
à 20°C	4 - 8	6
à 10°C	2,7	2,7

60

➤ Cas des taux de croissance observés

Il est fonction des principaux paramètres du milieu (substrat, oxygène,...)

$$\mu \text{ hétérotrophe observé} = \mu \text{ hétérotrophe max (T}^\circ\text{C)} \times \frac{[\text{O}_2]}{[\text{O}_2] + K_{\text{O}_2}} \times \frac{[\text{DCO}_{\text{sol}}]_{\text{dégradable}}}{[\text{DCO}_{\text{sol}}]_{\text{dégradable}} + K_S}$$

avec :

Symbole	Désignation	Unités	Valeurs bibliographie	Valeurs retenues
$[\text{O}_2]$	Concentration en oxygène du milieu	mg d' O_2/L		
$[\text{DCO}_{\text{sol}}]_{\text{dégradable}}$	Concentration en DCO dissoute biodégradable du milieu	mg de DCO/L		
K_S	Constante de saturation pour le substrat	g de DCO/ m^3	5 - 30	30
K_{O}	Constante de saturation pour l'oxygène	g d' O_2/m^3	0,5 - 1	0,5

- Taux de croissance observé pour deux conditions de milieu :

Hypothèses	à 10°C	à 20°C
[O ₂]	2 mg O ₂ /l	
[DCO _{sol}] _{dégradable}	10 mg DCO/L	5 mg DCO/L
μ hétérotrophe maxi.	2,7	6
μ hétérotrophe observé	0,54	0,68

➤ **Gain net**

$$\text{Gain net} = \mu \text{ hétérotrophe observé} - b_h$$

avec :

$$b(t^\circ) = b(20^\circ\text{C}) \times \exp^{k(T-20)}$$

avec K : constante de température = 0,08
b : constante de décès = 0,15 j⁻¹

$$b(10^\circ\text{C}) = 0,15 \times \exp^{0,08(-10)} = 0,07$$

à 10 ° C

$$\begin{aligned} \text{Gain net} &= \mu \text{ hétérotrophe observé} - b_h \\ &= 0,54 - 0,07 = 0,47 \end{aligned}$$

ANNEXE 5 : TRAITEMENT DE L'AZOTE

Inventaire des principales constantes utilisées pour la simulation du traitement de l'azote à 10 °C

Température = 10 °C

	Symbole	Unités	Valeurs
Taux de croissance maximum	$\mu_{\max, A}$	Jour ⁻¹	0,45
Constante de saturation			
Substrat	K_s, NH_4, A	g de N-NH ₄ ⁺	0,1
Oxygène	K_s, O_2, A	g d'O ₂ /m ³	0,2
Rendement cellulaire des autotrophes	$Y_{\max, A}$	g de MVS/g de N-NO ₃ ⁻ formé	0,24
Constante de décès	b_A	Jour ⁻¹	0,13
Constante de température pour $\mu_{\max, A}$ et b_A	K	°C ⁻¹	1,06

Traitement de l'azote : principaux paramètres influençant les taux de croissance.

➤ Cas des bactéries autotrophes

FONCTION DE LA CONCENTRATION EN SUBSTRAT ET EN OXYGENE

$$\mu_{a\text{ station}} = \mu_a \max \left(\frac{NH_4}{K_{NH_4} + NH_4} \right) \left[\frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} \right]$$

avec :

- $\mu_a \max$ = taux de croissance maximum des bactéries nitrifiantes (/t)
- NH_4 = concentration d'azote ammoniacal dans le liquide interstitiel (mg/L)
- K_{NH_4} = concentration d'azote ammoniacal pour laquelle $\mu = \mu_a \max / 2$ (mg/L)
- O_2 = concentration d'oxygène dissous dans le liquide interstitiel (mg/L)
- K_{O_2} = concentration d'oxygène dissous pour laquelle $\mu = \mu_a \max / 2$ (mg/L)

avec :

$\mu_a \max (20^\circ\text{C}) = 0,7 - 1 \text{ j}^{-1}$ Valeur retenue : $0,8 \text{ j}^{-1}$
 $K_s, NH_4 A = 0,1 \text{ mg de N-NH}_4^+ / L$
 $K_s, O_2 A = 0,2 \text{ mg d'O}_2 / L$

63

FONCTION DE LA TEMPERATURE

$$\mu_A \max (T) = \mu_A \max (20^\circ\text{C}) \times \theta^{T-20}$$

avec :

$$\theta = 1,06$$

$$\mu_A \max (20^\circ\text{C}) = 0,8 \text{ à } 1 \text{ j}^{-1}$$

$$\text{A } 10^\circ\text{C} : \mu_A \max (T) = \mu_A \max (20^\circ\text{C}) \times \theta^{T-20}$$

$$\mu_A \max (10^\circ\text{C}) = 0,8 \times 1,06^{-10}$$

$$\mu_A \max (10^\circ\text{C}) = 0,45 \text{ j}^{-1}$$

FONCTION DE LA CHARGE VOLUMIQUE EN AZOTE (cf. document FNDAE n°25, annexe IX)

$$V_{nit T} = A \times \theta^{T-20} \times C_{VN}$$

avec :

A constante . A 20 °C = 0,1161

$V_{nit T}$ = vitesse de nitrification à la température T (mg N/L.h)

T = température (°C)

θ = coefficient correctif : valeur référence = 1,06

C_{VN} = charge volumique en NK (g d'azote Kjeldahl apporté / m³ de réacteur.jour)

FONCTION DE LA PRESENCE MINIMALE D'OXYGENE

$$\begin{array}{l} \text{Durée minimale} \\ \text{de présence} \\ \text{d'oxygène} \\ \text{(heure)} \end{array} \geq \begin{array}{l} \text{Durée de} \\ \text{nitrification} \\ \text{journalière} \\ \text{(en h/j)} \end{array} = b_A + \frac{1}{SRT} \times \frac{24}{\mu_A \text{ max . \% du bassin d'aérateur}}$$

avec :

b_A = taux de décès des bactéries autotrophes

SRT = âge de la boue (j)

$\mu_A \text{ max}$ = taux de croissance maximal des autotrophes (j⁻¹)

% du bassin d'aérateur = part de la masse de boue totale présente dans le bassin d'aération

Cette formule est issue de la production nette de biomasse autotrophe. Ce gain net est obtenu par différence de la masse produite par nitrification et de la biomasse disparue du système par décès et extraction.

$$\text{Gain net en biomasse autotrophe par jour} = \mu_A \text{ max} \cdot \frac{T \text{ nitrification}}{24} \times \text{\% du bassin d'aération} - \left(b_A + \frac{1}{SRT} \right)$$

Exemple : Cas standard à 10°C

Données :

En basse saison $C_m = 0,045 \text{ kg de DBO}_5/\text{kg de MVS.j}^{-1}$

SRT = 60 jours (Age des boues)

% de boue dans le bassin d'aération = 90 % (peu de boues dans le clarificateur)

$\mu_A \text{ max}$ station : fonction de la température, des conditions du milieu et de la quantité de boue concernée.

- Fonction de la température :

$$\mu_A \text{ max } (10 \text{ }^\circ\text{C}) = 0,45 \text{ à } 10 \text{ }^\circ\text{C (cf. annexe 5, p. 62)}$$

FONCTION DES CONDITIONS DE MILIEU PRINCIPALEMENT DES CONCENTRATIONS EN N-NH₄⁺ ET EN O₂

(cf. annexe 5, p. 63)

$$\mu_A \text{ max station} = \mu_A \text{ max} \cdot \left(\frac{[O_2]}{[O_2] \cdot K_{O_2}} \right) \cdot \left[\frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+ \cdot K_{NH_4}]} \right]$$

$$\mu_A \text{ max station} = 0,45 \cdot \left(\frac{4}{4 \cdot 0,2} \right) \cdot \left(\frac{2}{2 \cdot 0,1} \right) = 0,41$$

FONCTION DE LA QUANTITE DE BOUE CONCERNEE PAR L'AERATION

$$\mu_A \text{ max station à } 90 \% \text{ de } \mu_A \text{ max}$$

$$\text{soit } \mu_A \text{ max station} = 0,90 \times 0,41 = 0,37$$

d'où :

Durée minimale de présence d'oxygène (heure)	≥	Durée de nitrification journalière (en h/j)	=	$b_A + \frac{1}{SRT}$	x	$\frac{24}{\mu_A \text{ max} \cdot \% \text{ du bassin d'aérateur}}$
---	---	--	---	-----------------------	---	--

$$\text{Durée minimale en O}_2 = \left(0,13 + \frac{1}{60} \right) \cdot \frac{24}{0,41 \cdot 0,90} = 9,5 \text{ h}$$

Traitement de l'azote : comparaison des μ_a observés lors des mesures avec les μ_a de la bibliographie

$\mu_{A, \text{ observé sur le site (Gain net)}} = 0,11 \text{ j}^{-1}$

En effet :

$$M_t = M_o (1 + \mu_{A, \text{ observé}})^{10}$$

avec :

M_o : Vitesse de nitrification ramenée par litre de boue et par heure de présence d'oxygène à l'instant T_0 de début de la montée en charge.

M_t : Vitesse de nitrification ramenée par litre de boue et par heure de présence d'oxygène à l'instant T de fin du suivi. Avec $T=10$ jours

$$M_t = M_o (1 + \mu_{A, \text{ observé}})^{10}$$

$$4.94 = 1.77 (1 + \mu_{A, \text{ observé}})^{10}$$

$\mu_{A, \text{ observé}}$ ou Gain net = 0.108 jour^{-1} ou 0.11 jour^{-1}

$\mu_{A, \text{ max}}$ correspondant

$$\mu_{A, \text{ observé ou net}} = \mu_{A, \text{ max station}} - b_A$$

$$\mu_{A, \text{ observé}} = \mu_{A, \text{ max}} * \left(\frac{[N-NH_4]}{[N-NH_4] + K_{NH}} \right) * \left(\frac{[O_2]}{[O_2] + K_{OA}} \right) * \left(\frac{\text{Durée présence } O_2}{24 \text{ heures}} \right) - b_A$$

avec :

Durée de présence en oxygène journalière de l'ordre de 16 heures

Concentration en substrat de l'ordre de 5 mg.L^{-1} de $N-NH_4$

Concentration en oxygène de l'ordre de 1 mg.L^{-1} d' O_2

b_A retenu = 0.13

$K_{NH} = 0.1 \text{ mg/L}$, $K_{OA} = 0.2 \text{ mg/L}$ (valeurs paramètres modèle ASM1 : annexe 5.1)

$$\mu_{A, \text{ observé}} = 0.11 = \mu_{A, \text{ max}} \times \left(\frac{5}{5.1} \right) \times \left(\frac{1}{1.2} \right) \times \left(\frac{16}{24} \right) - 0.13$$

$$\mu_{A, \text{ max}} = (0,11 + 0.13) / 0,5446 = 0.44 \text{ j}^{-1}$$

d'ou $\mu_{A, \text{ max}} = 0.44 \text{ j}^{-1}$

valeur proche du 0.45 j^{-1} retenu par le Cemagref à 10°C

Traitement de l'azote : masse de biomasse autotrophe à l'équilibre pour deux domaines de charge

En basse saison : la quantité de biomasse autotrophe à l'équilibre est la suivante :

$$MX_A, \text{ équil} = \frac{Y_A \cdot \text{flux d'azote nitrifié}}{b_A + \frac{1}{SRT}} \text{ en g DCO}$$

avec :

$MX_A, \text{ équil}$ = Masse de biomasse autotrophe à l'équilibre (g de DCO)

Flux d'azote nitrifié = exprimé en g d'azote/jour.

Y_A = rendement cellulaire des autotrophes (g DCO produit / g nitrifié)

b_A = taux de décès des autotrophes (j^{-1})

SRT = âge des boues (j)

Calcul de la quantité biomasse autotrophe pour deux domaines de charge massique.

Exemple		
Cm = 0,045	Cm = 0,08	
D'où SRT = 45 jours	$SRT = \frac{1}{Cm \times PSB}$	D'où SRT = 25 jours
	Avec : $b_A = 0,13$ $Y_A = 0,24$ g de DCO / kg d'N éliminé Flux d'azote à nitrifier = 7 kg	
$M_{XA} \text{ équil} = \frac{1,68}{0,13 + \frac{1}{45}}$	$\frac{1,68}{0,13 + \frac{1}{25}}$	
$M_{XA} \text{ équil} = 11,036$ g de DCO	$M_{XA} \text{ équil} = 9,88$ g de DCO	

Pour un même flux d'azote nitrifié, on note une quantité de biomasse autotrophe plus importante pour des charges massiques plus faibles.

Traitement de l'azote : rotation des bassins

Hypothèses :

Flux journalier d'azote à traiter : 7 g de N/jour

$Y_A = 0,24$ g de DCO / g d'N nitrifiant

b_A est variable selon les conditions du milieu

Condition du milieu	Données bibliographiques		
	Valeur à 20 °C	Valeur ASM 3 à 20 °C	Valeurs Cemagref
Aérobie	0,153	0,15	0,13
Anoxie	0,097	0,05	?
Anaérobie	0,058		?

Tendance et Synthèse de deux types d'alimentation du réacteur biologique :

	Scénario classique	Scénario : alternance de l'alimentation
Nombre de réacteurs biologiques (volume total équivalent)	1	2 avec une alimentation 1 jour sur deux
Age de boue (SRT)	45	45
Taux de décès b_A	0,13	= 0,13 lorsqu'il est alimenté = 0,05 en veille (non alimenté)
Gestion de l'aération	de l'ordre de 14h d'aération	Bassin alimenté = de l'ordre de 14h d'aération Bassin non alimenté = 10 min. d'aération toutes les 2 heures
Quantité d'autotrophes produits ($Y_A \times \text{flux}$)	= $7 \times 0,24 = 1,68$ g de DCO	1 j = 1,68 g de DCO 1 j = 0
Quantité de biomasse autotrophes disparus	= $b_A + \frac{1}{SRT} = 0,13 + \frac{1}{45} = 0,152$	= $b_A + \frac{1}{SRT} = 0,13 \text{ ou } 0,05 + \frac{1}{45} = 0,152 \text{ ou } 0,072$
Synthèse : après 20 jours de suivi, la concentration en autotrophes par litre est de :	35,5 mg de DCO / litre de réacteur total	44,8 mg de DCO / litre de réacteur total

Conclusion : on note une quantité de biomasse autotrophe plus importante sur le scénario alternance de l'alimentation.

Traitement de l'azote : calcul du taux de croissance à 8°C en présence d'un substrat azoté type Alcali

A 8°C :

$$\mu_0 \text{ net} = \mu_0 \text{ max station} - b_A$$

On sait qu'à 10°C

$$b_A = 0,13 = \text{cste} \cdot 1,06^{(T-20)}$$

d'où cste = 0,2328

$$b_A \text{ à } 8^\circ\text{C} \quad b_A = 0,2328 \times 1,06^{(8-20)} = 0,116$$

$$\begin{aligned} \mu_0 \text{ max station } 8^\circ\text{C} \quad \mu_A \text{ max } (T) &= \mu_A \text{ max } (20^\circ\text{C}) \times \theta^{T-20} \\ \mu_A \text{ max } (8^\circ\text{C}) &= 0,8 \times 1,06^{-12} \\ &= 0,8 \times 1,06^{(8-20)} = 0,398 \end{aligned}$$

d'où

$$\mu_A \text{ net station } 8^\circ\text{C} = 0,398 \times \frac{2}{2,2} \times \frac{2}{2,1} \times \frac{13}{24} - 0,116 = 0,071 \text{ j}^{-1}$$

ANNEXE 6 : LE PROCÉDE BIOFILTRATION : SYNTHÈSE SUR LA PROBLÉMATIQUE CHARGES VARIABLES

La problématique du traitement de l'azote sur des installations confrontées à des charges variables et à des basses températures – Application au procédé biofiltration

PREAMBULE

Cette note relate les résultats de plusieurs études successives réalisées sur deux stations de biofiltration fonctionnant dans des conditions de fortes variations de charges et de basse température. Son but est de mieux aborder pour l'avenir le dimensionnement et la conception des installations de biofiltration fonctionnant dans ces conditions particulières, de préciser les règles optimales d'exploitation, de lister les facteurs ou mécanismes qui peuvent occasionner le non-respect du rejet lors des pointes de charges et d'identifier le facteur de variation de charge limite de ce procédé. Elle s'adresse particulièrement aux maîtres d'œuvre en charge de la conduite de projets de stations d'épuration dans les régions des Alpes et des Pyrénées et aux services des Départements, des Régions, des Agences de l'Eau et de la police de l'eau de ces régions.

Nos remerciements s'adressent :

à l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse et à l'Unité de Recherche Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions du Cemagref de Lyon pour leur financement conjoint,

aux Maîtres d'ouvrages des stations d'épuration suivies : le Syndicat Intercommunal de la Vallée de l'Ubaye et le Syndicat d'Assainissement des Aravis, pour leur accueil et la mise à disposition de leur installation,

aux constructeurs des ouvrages étudiés : Sociétés OTV (Barcelonnette - 05) et VA TECH WABAG (Saint Jean de Sixt - 74),

aux exploitants : en particulier aux équipes locales de la CGE et de GTM Environnement

à M. LENGRAND (stagiaire au Cemagref), à l'équipe Traitement des Eaux Résiduaire du Cemagref de Lyon ainsi qu'au personnel de laboratoire de Chimie,

et à toutes les personnes qui, à un moment donné, ont facilité le déroulement de l'étude : D.D.A.F, Maîtrise d'œuvre, Police des eaux...

RESUME

Le dimensionnement des stations d'épuration situées en zone de montagne à forte activité touristique et équipées du procédé biofiltration s'avère délicat pour la période hivernale en raison de la très faible température des influents, des augmentations de charge à traiter rapides et de forte amplitude et des performances élevées demandées sur le traitement de l'azote ammoniacal à cette période.

Face à cette problématique, le suivi de deux sites touristiques équipés de biofiltres sur une voir deux saisons hivernales consécutives ont permis de mieux appréhender le sujet et d'étudier les points importants du traitement, en particulier :

- la capacité nitrifiante maximale pour une température donnée,
- le rythme de développement journalier de cette biomasse pour des faibles températures,

- les différents modes techniques de gestion envisageables pour répondre aux variations de charge comme l'apport d'une source azotée externe afin d'augmenter la biomasse présente et la rotation des cellules.

Les installations étaient équipées de systèmes spécifiques de gestion pour répondre à la problématique charges variables, à savoir :

- Un procédé de gestion des biofiltres par rotation pour répondre aux fluctuations de charge développé par OTV (Système RégulFiltre).
- Une gestion du nombre de cellules à alimenter par rapport à une concentration fixée en $N-NH_4^+$ grâce à la mise en place d'un analyseur en continu sur les eaux rejetées en sortie d'installation.

A partir des suivis poussés de ces différentes techniques, un certain nombre de paramètres et de modes de fonctionnement ont été étudiés. Les résultats obtenus ont permis d'apporter des éléments de réponse sur les possibilités de traiter des charges variables, d'étudier plusieurs scénarios de gestion d'installations confrontées à différents facteurs d'augmentation de charge et de fixer leurs limites respectives.

MOTS CLES

Biofiltres – Nitrification – Charge variable – Basse température – Biostyr

INTRODUCTION

L'évolution de la réglementation européenne et française dans le domaine du traitement des eaux résiduaires urbaines implique, pour les agglomérations de plus de 2000 EH, un niveau de rejet nécessitant au moins un traitement biologique de leurs eaux usées. En cas de rejet dans des eaux réceptrices sensibles à l'azote ammoniacal, ce traitement comprendra également une nitrification.

Parmi les stations d'épuration françaises situées en zone de montagne à forte activité touristique hivernale et estivale, de nombreuses installations ne disposent actuellement que d'un simple traitement physico-chimique. Cette situation s'explique par la difficulté technologique à mettre en place un traitement biologique dans ces conditions (très fortes et rapides variations de charges, faible température des eaux usées, présence d'eaux parasites) et par la relative faible sensibilité des eaux réceptrices (débits élevés, forte ré-aération, période de rejet courte) compatible avec le rejet d'effluents de traitement moins poussé (traitement physico-chimique).

La mise en place de traitements biologiques pour répondre à la nouvelle réglementation - et notamment la mise en place d'un traitement par nitrification - n'est donc pas sans difficultés et suscite les interrogations suivantes :

- Sur le plan des performances, la qualité du rejet doit-elle être garantie tout au long de l'année et donc également pendant la période de pointe hivernale (souvent de quelques semaines seulement) ou un traitement "dégradé" est-il admissible momentanément ?
- Sur le plan technologique, quel type de traitement biologique, plus particulièrement nitrifiant, est compatible avec les contraintes spécifiques de forte variation de charge et de faible température ? De plus, quel facteur d'accroissement de charge est acceptable pour le maintien du niveau de rejet demandé ?
- Et sur le plan économique, comment ventiler de façon équitable les coûts d'investissement et d'exploitation parmi les usagers compte tenu des très courtes périodes d'utilisation des ouvrages à leur capacité nominale (3 semaines à Noël et 3 semaines en février) ?

Quoi qu'il en soit, dans l'hypothèse où la nitrification est effectivement demandée en raison du débit d'étiage hivernal qui est concomitant avec la charge de pointe, le Cemagref avec la collaboration de l'Agence de l'Eau

Rhône-Méditerranée et Corse ont engagé une étude portant sur une technique qui semble particulièrement adaptée à la problématique - la biofiltration - et ce pour plusieurs raisons :

- Sa compacité permet sa mise en place dans des conditions topographique et climatique difficiles,
- Sa modularité permet une adaptation relativement aisée à la variation saisonnière des charges.

Cette note de synthèse aborde de nombreux aspects à connaître pour répondre à la problématique :

- Elle rappelle les variations de charge standard pour ce type de collectivité, les principaux mécanismes de la nitrification et ses facteurs limitants,
- Elle évalue la capacité nitrifiante à des faibles températures,
- Elle définit, à partir de la technique dite de rotation (maîtrisée ou aléatoire) mise en place par les constructeurs, les autres solutions envisageables comme l'ajout de substrat azoté et une gestion des ouvrages plus appropriée à l'approche de la saison de pointe, afin d'assurer la mise en place d'une capacité de nitrification adéquate pour répondre à la montée de charge brutale.

De plus, ce suivi a permis d'étudier l'impact des eaux de lavage (riches en nitrates) des biofiltres sur la décantation primaire, ces retours pouvant, en raison de la dénitrification, entraîner une perte de MES préjudiciable à la biofiltration.

METHODOLOGIE

L'étude a été menée sur deux sites réels équipés de biofiltres, les stations d'épuration intercommunale de la vallée de l'Ubaye (05) et de la vallée des Aravis (74). Elle s'est déroulée durant plusieurs périodes hivernales (de 1999 à 2003) avec des suivis principalement de 24 h à différentes fréquences selon les objectifs recherchés. Elle a permis d'apprécier :

- l'évolution de la température des influents,
- l'évolution des débits, concentrations et flux de polluants,
- les performances réelles des installations.

Le principal problème des stations biologiques à charge variable étant leur faible capacité nitrifiante existante à l'approche de la saison de pointe, le mode de préparation des cellules à un fort accroissement de la charge a été étudié selon plusieurs approches.

Ensemencement

Une cellule a étéensemencée avec des boues nitrifiantes issues des lavages des filtres nitrifiants ainsi qu'avec des bactéries nitrifiantes du commerce pour étudier l'effet de cet ensemencement sur la capacité nitrifiante. Dans le cas de l'utilisation d'eaux sales (ou eaux de lavages), l'ensemencement a été effectué sur une période de plusieurs jours en alimentant alternativement les filtres avec des eaux de lavage (biomasse) et des eaux décantées (substrat). L'alimentation en eaux décantées se faisait à faible vitesse afin de faciliter l'accrochage de la biomasse. Dans le cas de l'utilisation de bactéries du commerce, l'ensemencement s'est déroulé sur une période très courte (1 heure), la cellule a ensuite été mise en veille durant 2 jours avec un apport limité d'eau usée pour permettre le développement de biomasse nitrifiante et son accrochage sur le support.

Apport d'azote ammoniacal externe

Pour pallier la sous-charge d'azote ammoniacal et développer la biomasse adaptée à la pointe de charge, des cellules ont été alimentées avec un effluent enrichi en azote ammoniacal.

Mise en rotation des cellules alimentées

Cette technique, mise en place sur les installations étudiées, consiste à adapter avant la saison le nombre de cellules en fonctionnement simultané à la charge à traiter de façon à ce que chaque cellule en filtration traite une charge équivalente à sa charge nominale. Lors de son alimentation, chaque cellule constitue donc une biomasse nitrifiante correspondant à la charge nominale de la cellule. Les cellules sont alimentées par rotation et l'ensemble de cellules élabore donc une biomasse nitrifiante correspondant à la *charge nominale de la station d'épuration*.

Cette alimentation par rotation conduit à des périodes alternées d'arrêt et d'alimentation. Ce mode de fonctionnement repose donc sur la capacité d'une cellule non alimentée à conserver sa biomasse nitrifiante en activité. Des cellules en rotation ont été suivies afin d'apprécier l'impact de la durée et des conditions de veille (aérées ou non-aérées) sur l'évolution de la capacité nitrifiante. Différents cycles de rotation (1 jour à 5 jours d'arrêt) ont ainsi été testés.

Par ailleurs, certaines cellules ont été mis au repos complet entre les périodes de pointe de charge à traiter (été – hiver). Leurs redémarrages ont été suivis afin de connaître la capacité d'un filtre non alimenté durant plusieurs mois à conserver sa biomasse nitrifiante active.

MATERIELS ET METHODES

Installations de traitement

Les deux stations d'épuration suivies traitent des effluents uniquement domestiques collectés par des réseaux mixtes (séparatifs et unitaires), issus de communes connaissant une très forte activité touristique (stations de sports d'hiver).

Les données qui ont servi de base au dimensionnement des installations sont résumées dans le tableau 1.

		Barcelonnette		Aravis	
		Haute Saison	Basse Saison	Haute Saison	Basse Saison
Capacité nominale	Eq. hab.	45 000	/	29 000	3 535
Température	°C	≥ 8		≥ 8	
Flux hydraulique					
Débit journalier nominal de temps sec	m ³ .j ⁻¹	9 000	2 250	5 800	530
Débit horaire nominal de pointe	m ³ .h ⁻¹	1 100		800 (biologique)	
Flux polluants à traiter					
DCO	Kg.j ⁻¹	4 950	1 236	4 348	530
DBO ₅	Kg.j ⁻¹	2 250	563	1 739	212
MES	Kg.j ⁻¹	4 050	1 013	1 963	181
NTK	Kg.j ⁻¹	540	135	282	28
PT	Kg.j ⁻¹	180	45	112	11
Amplitude variation de flux		4		8 – 10	

Tableau 1 – Données de dimensionnement

(On notera au passage les rapports NK/DCO très différents retenus pour les deux sites : 11% à Barcelonnette et 6,5% aux Aravis).

Ces stations doivent répondre aux objectifs de qualité présentés au tableau 2. Pour le site de Barcelonnette, le cahier des charges impose la prise en compte du paramètre le plus contraignant parmi la concentration et le rendement, ceci sur des échantillons moyens journaliers. De plus, la qualité du traitement doit être conforme aux exigences tant que l'augmentation du flux journalier de DBO₅ reçu par l'installation n'excède pas, du jour au lendemain, 650 %.

	Barcelonnette		Aravis
	Concentration maximale du rejet (en mg.L ⁻¹)	Rendement d'élimination minimum (en %)	Concentration maximale du rejet (en mg.L ⁻¹)
DCO	125	75	125
DBO ₅	25	80	15
MES	35	90	35
NTK	12	/	10
PT	2	/	2

Tableau 2 – Objectifs de qualité

A partir de ces données et compte tenu des contraintes locales, le système ayant été retenu est le procédé biofiltration :

74

- pour le site de Barcelonnette, de type Biostyr[®], développé par la société OTV, avec un traitement du carbone et de l'azote en un seul étage (nitrification secondaire).
- pour le site des Aravis, de type BIOPUR, développé par la société VA TECH WABAG, avec un traitement du carbone et de l'azote en deux étages (nitrification tertiaire).

Les principales étapes du traitement et leurs caractéristiques spécifiques sont résumées dans le tableau 3 :

	Barcelonnette	Aravis
pré-traitements : pré-dégrillage, dégrillage fin, dessableur-deshuileur		
Maille du dégrillage	40 mm + 6 mm	15 mm + 3 mm
traitement primaire de type physico-chimique		
Type et nombre de décanteur	2 décanteurs lamellaires	
Réactifs physico-chimiques utilisés	FeCl ₃ ; polymère et lait de chaux	
Vitesse ascensionnelle de pointe exprimée(en surface totale projetée)	1,3 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹	1,41 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹
traitement biologique composé de cellules de biofiltration à courant ascendant		
Type de biofiltre (Nombre de cellules)	BIOSTYR® (8)	BIOPUR C (3) + BIOPUR NK (6)
Matériau	billes de polystyrène	Mella aqua + argile expansée
Hauteur de massif / Volume par cellule	3 m / 82 m ³	5,4 m / 97 m ³ + 4 m / 72 m ³
Particularités	alimentation spécifique par cellule (une pompe par filtre)	absence d'alimentation spécifique par cellule

Tableau 3 – Caractéristiques dimensionnelles

Les principaux paramètres de fonctionnement, basés pour chaque site sur la totalité des cellules en filtration, sont résumés au tableau 4.

		Barcelonnette	Aravis	
			secondaire	tertiaire
Charge hydraulique en pointe	m.h ⁻¹	3,8	14,8	7,4
avec 1 cellule en lavage	m.h ⁻¹	4,4	22,2	8,9
Charge volumique DCO	Kg.m ⁻³ .j ⁻¹	2,6	4,77	2,12
Charge volumique DBO ₅	Kg.m ⁻³ .j ⁻¹	1,32	2,09	0,28
Charge volumique MES	Kg.m ⁻³ .j ⁻¹	0,57	1,35	0,43
Charge volumique NK	Kg.m ⁻³ .j ⁻¹	0,75	0,89	0,64

Tableau 4 – Principaux paramètres de fonctionnement

Compte tenu de la fraction disponible à la nitrification obtenue à partir de l'azote NK des eaux brutes (dont on retranchera l'azote organique particulaire réfractaire), la part assimilée et la concentration en NK de sortie retenue, le dimensionnement des installations implique, à une température de 8°C, les capacités de nitrification suivantes :

	Barcelonnette	Aravis
Capacités de nitrification de dimensionnement (kg de N-NO ₃ ⁻ .m ⁻³ de matériau.jour ⁻¹)	0,58	0,45

Il est à noter que le site des Aravis traite par digestion les boues d'une autre station d'épuration à capacité équivalente située à proximité, ce qui occasionne des flux de retours plus importants lors de la déshydratation des boues.

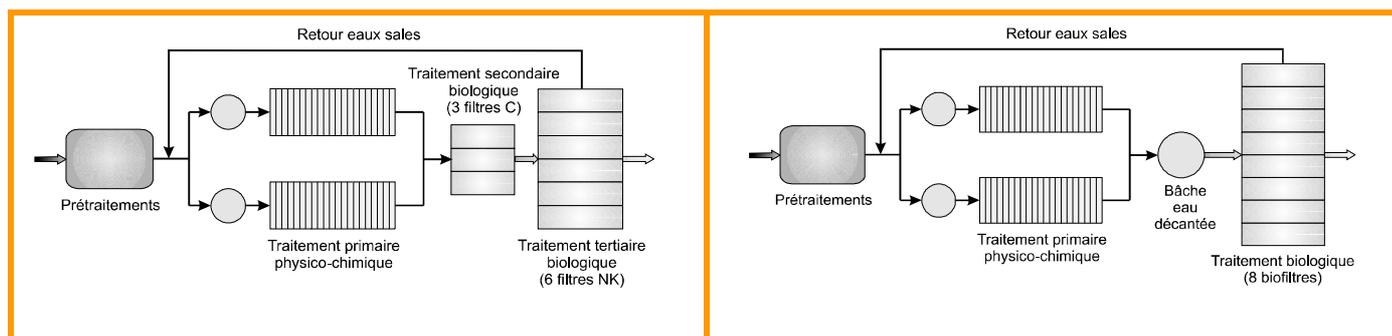


Figure 1 – Schémas des filières de traitement

Prélèvements, mesures de débits et capteurs divers

76

Des préleveurs réfrigérés et différents capteurs (pH, température, oxygène...) sont installés sur chaque site aux différentes étapes du traitement. L'analyse plus fine de la nitrification a nécessité le suivi amont (bâche eau décantée ou canal d'alimentation des filtres) et aval (courant ascendant : surface des cellules suivies) de certaines cellules.

Des mesures de débit ont été réalisées pour vérifier la validité des débitmètres installés sur les stations (ultra-son ou électromagnétiques sur conduite). Le volume d'eau traitée par les filtres est déterminé à partir du débit vérifié de chaque pompe alimentant les cellules (une pompe par cellule) ou par mesure directe en entrée filtre.

Analyses

Chaque échantillon collecté est analysé rapidement sur le terrain pour les paramètres à évolution rapide (DCO dissoute et totale) et ensuite réparti en deux flacons (un brut et un filtré) bloqués à l'acide et stockés à 4°C pour les autres paramètres avant analyses au Laboratoire de Chimie du Cemagref.

Tous les paramètres ont été obtenus par des dosages suivant les méthodes normalisées AFNOR [NF T 90-101, NF T 015-1, NF T 015-2, EN 25663, EN ISO 13395].

RESULTATS

Les eaux usées brutes

La température

L'évolution de la température à l'entrée des installations (poste de relèvement) sur deux années différentes est représentée à la figure 2.

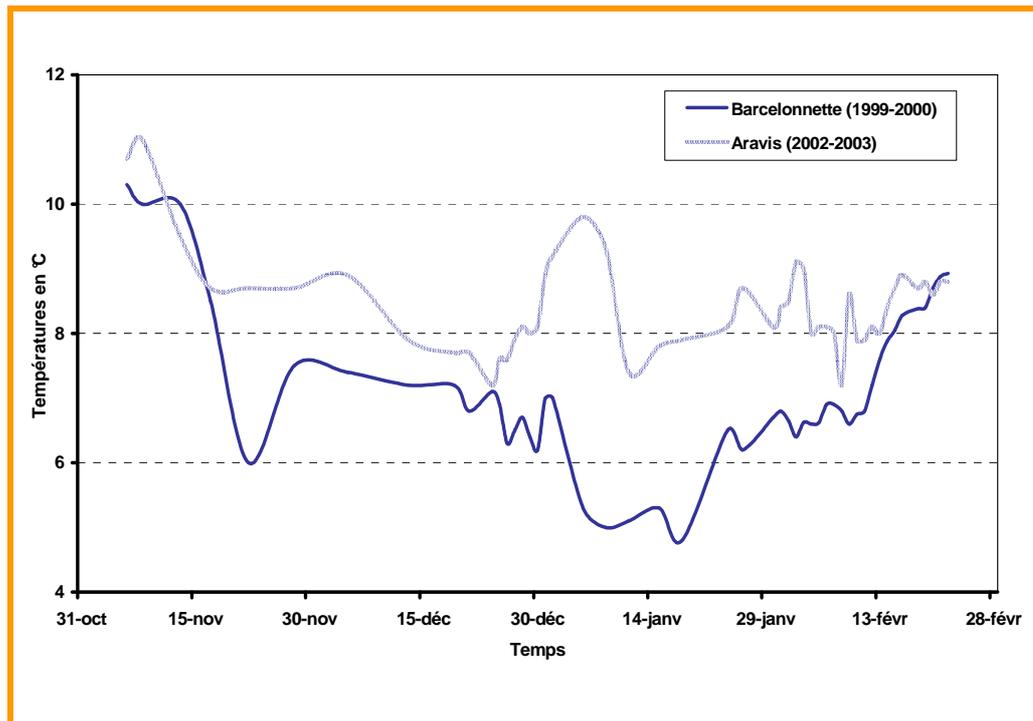


Figure 2 – Evolution de la température en entrée de station

La température de l'influent entre fin novembre et mi-février se situe en dessous de 8°C pour Barcelonnette, valeur sous laquelle les garanties de traitement demandées au cahier de charge pour cette installation ne peuvent plus être exigées. Elle est légèrement plus élevée pour les Aravis.

Durant cette période, la température de l'eau fluctue en fonction de la température de l'air et/ou des précipitations, l'augmentation d'un de ces deux paramètres entraînant la fonte des neiges qui, en retour, abaisse la température de l'influent.

La comparaison des températures mesurées en entrée station et en sortie réacteur biologique révèle une augmentation de 1,5 à 1,8°C. Cette élévation est fonction du temps de séjour dans les ouvrages (qui peut être relativement élevé en raison de la sous-charge hydraulique) et du réchauffement des effluents par l'air injecté dans certains ouvrages (dégraisseur et biofiltres). On retiendra sur d'autres installations une augmentation moyenne de l'ordre de 1°C entre l'arrivée des influents et la sortie des biofiltres. Ce point est important à préciser lors des clauses de garantie.

Evolution du flux d'azote à traiter

L'évolution du flux d'azote entrant sur les installations au cours de l'hiver permet d'apprécier la montée en charge en fonction du temps (figure 3).

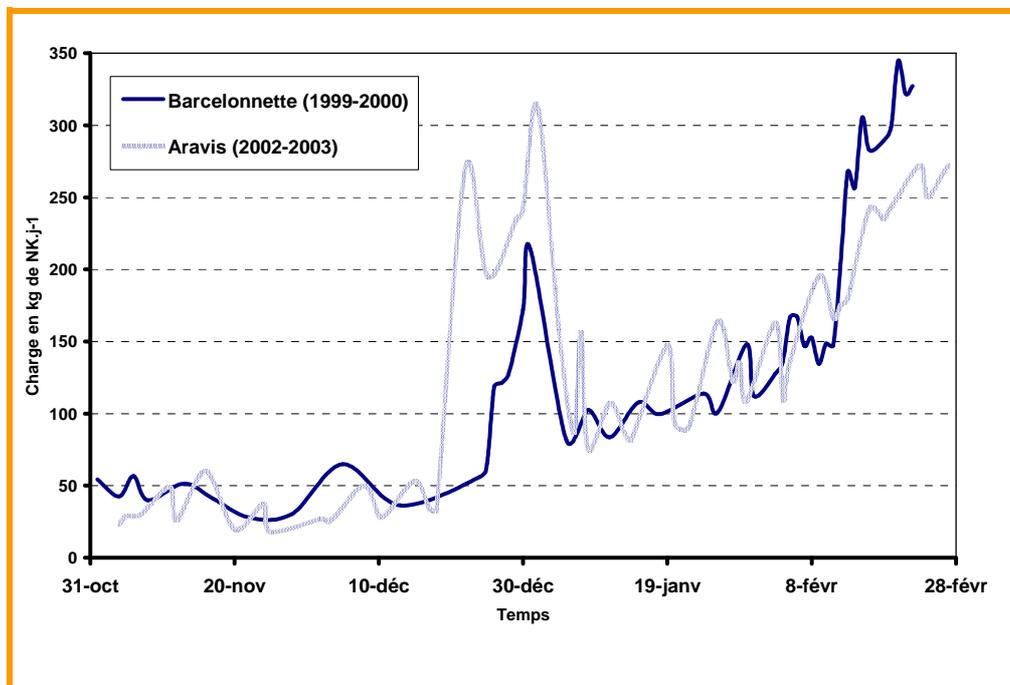


Figure 3 – Evolution du flux en NK entrant

78

On observe pour les deux installations des courbes relativement proches avec toutefois des allures différentes au moment des pointes de charges à traiter. Le comportement de ces pointes est principalement fonction du degré d'enneigement, favorable à l'arrivée de touristes.

Aux Aravis le flux avant saison se situe à 35 kg NK.j⁻¹ et atteint des valeurs de 330 kg NK.j⁻¹ à Noël. A Barcelonnette la charge à traiter avant saison se situe à 50 kg NK.j⁻¹ et le maximum est atteint au mois de février avec un niveau de 350 kg NK.j⁻¹

L'amplitude maximale et la vitesse d'augmentation de charge pour chaque site sont résumées au tableau 5.

	Amplitude maximale	Facteur maximum d'augmentation par jour
Aravis	10	2
Barcelonnette	7	1,85

Tableau 5 – Caractéristiques des augmentations de charge observées

L'amplitude de la variation des charges d'un facteur 4, retenue pour le dimensionnement de Barcelonnette, n'est donc pas adaptée.

Les vitesses de variation les plus fortes sont observées principalement à l'occasion des vacances scolaires de Noël et dans une moindre mesure en février et révèlent une augmentation de l'ordre du doublement de la charge en 24 h.

Sur la base de ces observations, on retiendra pour la suite par hypothèse le scénario d'évolution de la charge à traiter suivant pour des collectivités touristiques d'activité hivernale :

Périodes	Taux de charge
Noël - Période critique pour le traitement (facteur d'augmentation maximale)	80 % de la charge
Nouvel an et périodes de vacances scolaires de février	100 % de la charge (= capacité nominale de la station)
1 ^{er} jour des vacances mais variable selon les collectivités	Passage de la Basse à la Haute saison

Tableau 6 – Scénario d'évolution dans le temps de la charge à traiter

L'ammonification

A l'entrée des stations, le taux d'ammonification est en moyenne de 68 % avec comme extrêmes 58 % et 76 %, en fonction du temps de séjour des effluents dans le réseau (pointe hydraulique).

Le flux d'azote ammoniacal mesuré en entrée des biofiltres nitrifiants est différent. Il augmente par la poursuite de l'ammonification sur le 1^{er} étage de traitement et par un apport de $N-NH_4^+$ lié aux retours des eaux de la filière boue (surtout pour les Aravis). Il diminue, dans le cas des Aravis, par l'assimilation au niveau des filtres à traitement du carbone préalable. Globalement il est réduit de l'ordre de 20 à 25 % en raison de l'assimilation bactérienne.

La capacité de nitrification

Capacité de nitrification en basse saison

Deux observations mettent en évidence que ces capacités sont faibles pendant la basse saison et plus particulièrement à sa sortie, avant la montée en charge.

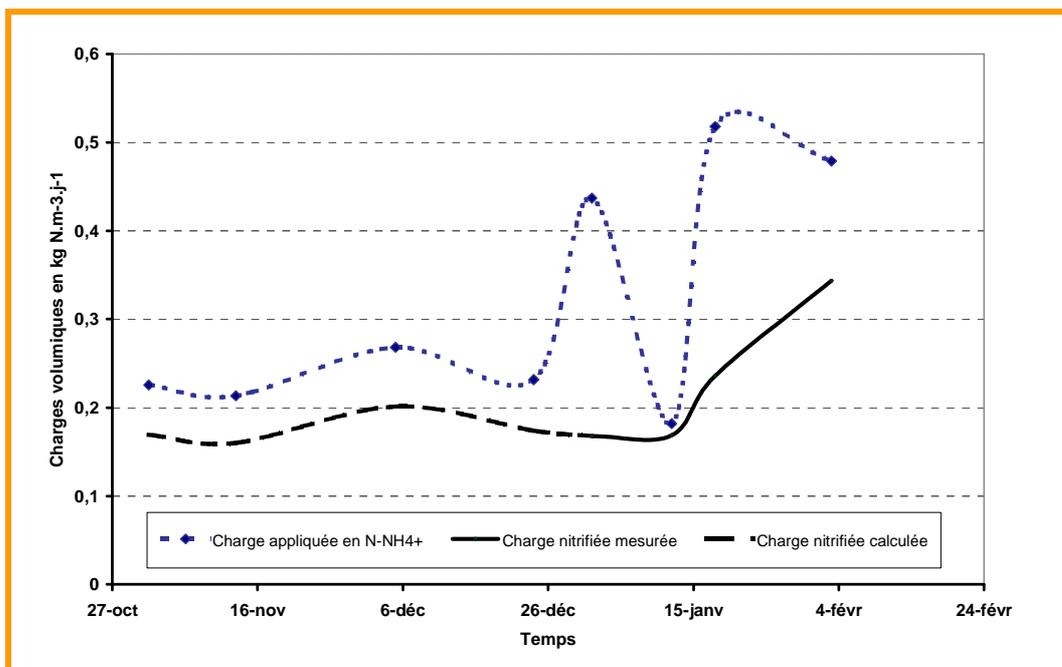


Figure 4 – Evolution des charges volumiques appliquées et nitrifiées sur la station de Barcelonnette

La **première** observation concerne l'année de démarrage de la station de Barcelonnette qui a été mise en route en septembre 1999. Les charges volumiques d'azote appliquées et nitrifiées sur l'ensemble de la filière pendant l'hiver 1999/2000 jusqu'au début février sont représentées à la figure 4. L'état d'ensemencement d'une cellule par de la biomasse nitrifiante est évalué par la quantité de nitrates formés ramenée au m³ de matériau et par cycle de filtration de 24 heures consécutives.

On constate, dans un premier temps, une faible charge volumique appliquée qui limite la quantité de biomasse autotrophe et donc la quantité de nitrates formée. Toutefois la nitrification est complète car la quantité nitrifiée est proche de la différence entre l'azote appliqué moins l'azote assimilé. Puis, lorsque la charge volumique appliquée en azote augmente, la quantité de nitrate formée augmente également, mais d'une façon plus lente comparée à l'évolution importante de la charge appliquée. Cette faible évolution s'explique par la vitesse de croissance de la biomasse autotrophe relativement faible à la température étudiée. La capacité nitrifiante (biomasse) observée n'était donc pas suffisante pour le respect de la qualité des eaux rejetées.

	valeurs projet	valeurs mesurées
charge volumique appliquée en azote kjeldahl en kg de N.K.m ⁻³ de matériau.jour ⁻¹	0,75	de 0,25 à plus de 0,8 (soit 0,52 en N-NH ₄ ⁺)
charge volumique en nitrates formés en kg de N-NO ₃ ⁻ .m ⁻³ de matériau.jour ⁻¹	0,58	0,18 à 0,34

Tableau 7 – Charges volumiques appliquées et formées

Une **deuxième** observation concerne les capacités nitrifiantes de cellules mises à l'arrêt durant une période de plus de 100 jours (non alimentées et non aérées). Les résultats moyens obtenus, sur les deux sites, sont rassemblés dans le tableau 8.

	Barcelonnette	Aravis
Température dans le filtre	8.6°C	10°C
Temps d'arrêt	114 jours	112 jours
Protocole durant l'arrêt	Pas d'aération, pas de lavage, renouvellement de l'eau de surface	Pas d'aération, pas de lavage
Capacité nitrifiante en kg de N-NO ₃ ⁻ formé.m ⁻³ de matériau.jour ⁻¹	≈ 0.3 dès la seconde filtration	≈ 0.04 durant 15 jours de filtration

Tableau 8 – Capacité nitrifiante après mise à l'arrêt prolongée des cellules

Sur la station de Barcelonnette, lors de la remise en route d'une cellule nitrifiante et après 24 heures de filtration, un niveau de nitrification élevé se situant à une valeur proche de 0.3 kg de N- NO₃⁻ formé.m⁻³ de matériau.jour⁻¹ est observé. Ce résultat révèle qu'une partie de l'ancien ensemencement est immédiatement re-mobilisable, par contre le développement de biomasse est très lent par la suite.

Sur la station des Aravis, aucun développement de la capacité de nitrification n'est observé durant 15 jours de suivi. Ce résultat est à rapprocher de facteurs limitants la nitrification car le développement des autres filtres en fonctionnement était également très faible durant cette période.

Au vu de ces résultats, le niveau de la capacité de nitrification à l'issue de la basse saison est donc faible et le redémarrage d'une cellule trop lent pour pouvoir faire face à l'augmentation rapide de la charge. Un ensemencement préalable lors de la remise en route est donc nécessaire.

Capacité nitrifiante maximale

La capacité de nitrification maximale a été déterminée en augmentant la charge volumique appliquée permettant le développement de la biomasse autotrophe par la mise à l'arrêt d'un certain nombre de cellules et l'apport de l'ensemble du débit sur les cellules restant en fonctionnement (sans pour autant dépasser la capacité hydraulique de ces cellules).

Le suivi de ces biofiltres alimentés à une charge importante sur une longue période et en l'absence de facteur limitant (oxygène, pH, C minéral, P-PO₄...) a permis d'atteindre la capacité maximale de nitrification du système à une température donnée (figure 5).

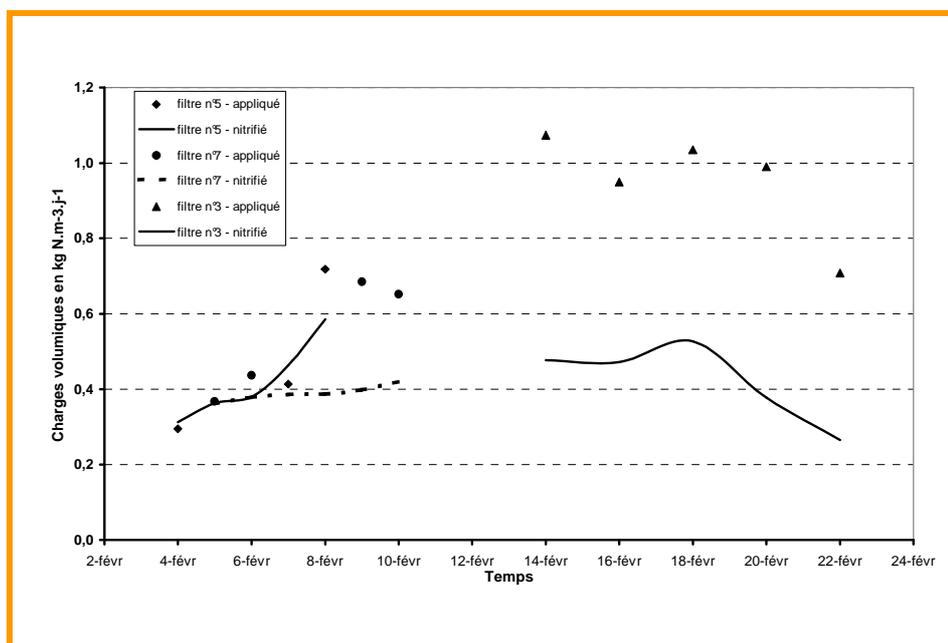


Figure 5 – Evolution des charges volumiques appliquées et nitrifiées sur la station de Barcelonnette après le 4 février

- Sur la station de Barcelonnette, en régime stable et avec plusieurs essais, la capacité maximale de nitrification obtenue est de 0.59 kg de N-NO₃⁻ formé.m⁻³ de matériau.jour⁻¹ à une température de 6.5°C de l'influent, soit 8 °C dans le réacteur biologique. Cette capacité est maximale puisqu'un résiduel d'azote en sortie de quelques mg.L⁻¹ reste disponible à la nitrification (< 12 mg.L⁻¹ de NTK), illustrant une utilisation totale du volume de matériau.
- Sur le site des Aravis, la capacité maximale en haute saison (et à basse température) n'a pas pu être obtenue, la charge volumique appliquée étant limitée par la capacité hydraulique des filtres et par de fortes concentrations en matières en suspension liées au traitement amont (décanteur primaire et filtres carbone) induisant des colmatages prématurés des cellules.

Vitesse d'augmentation de la capacité de nitrification

La vitesse d'augmentation de la capacité de nitrification, exprimée en kg de nitrate formé par m⁻³ de matériau et par cycle de 24 heures de filtration et par jour, est étudiée sur plusieurs périodes hivernales. Des valeurs très différentes, allant de 0.01 à 0.06 kg de N-NO₃⁻ formé. m³ jour⁻² sont mesurées. Ces différences importantes sont étroitement liées à l'historique du filtre suivi, au taux d'ensemencement initial

et aux paramètres influençant la nitrification, en particulier la part de DCO dissoute ou totale appliquée, le carbone minéral, le pH...

On retiendra, en régime stabilisé et en l'absence de facteur pénalisant la nitrification, une vitesse moyenne d'augmentation de la capacité nitrifiante de $0.03 \text{ kg de N-NO}_3^- \text{ formé.m}^{-3} \text{ j}^{-2}$, pour des températures de 8 à 11°C dans la cellule. Cette valeur correspond, pour une capacité nitrifiante présente de l'ordre de 0,3 kg de $\text{N-NO}_3^- \text{ formé.m}^{-3} \text{ j}^{-1}$, à un accroissement de la biomasse autotrophe de l'ordre de 8 à 10 % par jour.

A ces faibles températures la vitesse de développement de la biomasse est donc trop lente pour répondre à un doublement, en 24 heures, de la charge appliquée. Ainsi, le respect de la qualité des eaux de sortie lors d'une montée en charge importante voir brusque nécessite la mise en route de cellules de filtration ayant déjà une capacité de nitrification considérable. Pour cela, une préparation des filtres doit être envisagée bien avant la période de pointe de charge.

Préparation des cellules de biofiltration

L'obtention d'une réponse rapide avec des performances élevées en nitrification de la part des cellules de biofiltration face à une brusque montée en charge nécessite une préparation préalable des filtres. Différents modes de préparation des cellules de biofiltration pour installer une biomasse autotrophe suffisante ont été testés.

Ensemencement par des boues issues de cellules nitrifiantes ou apport externe de bactéries du commerce

Une première manière d'augmenter avant la saison de pointe la biomasse nitrifiante est un ensemencement préalable des cellules, sous-alimentées ou à l'arrêt, par des boues autotrophes.

Sur la station de Barcelonnette, un filtre préalablement ensemencé avec des eaux de lavage issues de biofiltres nitrifiants, en fonctionnement lors de la basse saison, a fait l'objet d'un suivi (figure 6). La capacité de nitrification mesurée révèle un comportement proche des filtres non ensemencés avec une légère augmentation des capacités de nitrification dès les premiers cycles de filtration, ce qui montre une biomasse plus rapidement active compte tenu de son état de fraîcheur.

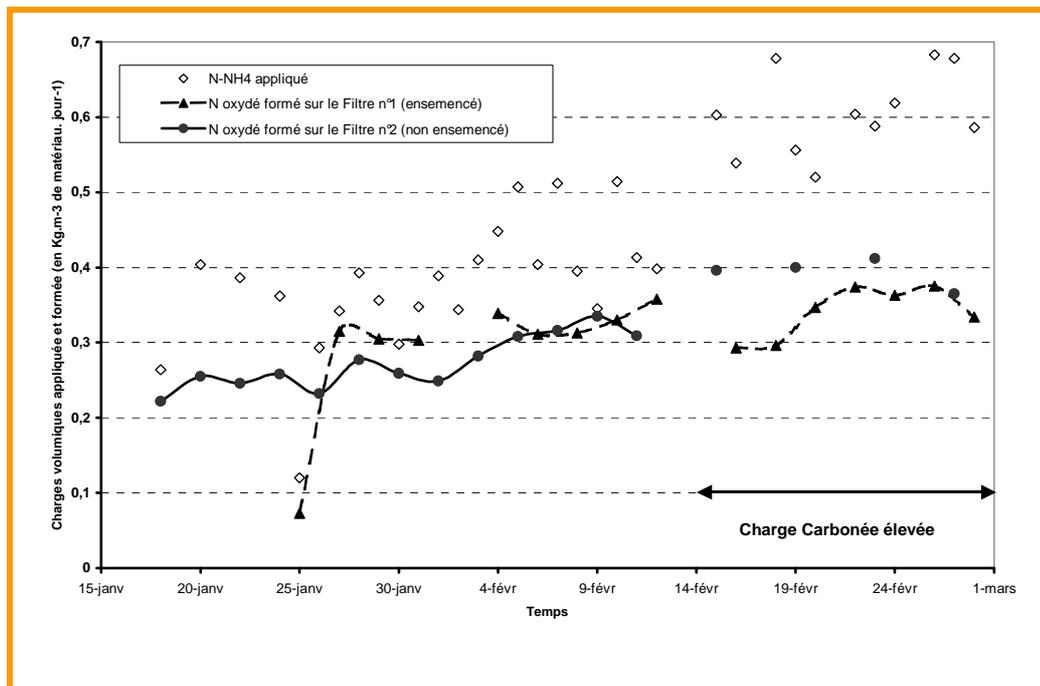


Figure 6 – Evolution des charges volumiques appliquées et nitrifiées sur un filtre non-ensemencé et un filtre ensemencé avec des boues nitrifiantes

Il convient toutefois d'être prudent sur l'interprétation définitive de ces résultats puisque ces essais n'ont été réalisés qu'une seule fois. En outre, la faible concentration en matières en suspension ($< 0,5 \text{ g MES.L}^{-1}$) des eaux de lavage injectées dans le massif filtrant lors du pré-ensemencement a conduit à un faible ensemencement et les faibles charges appliquées en N-NH_4^+ à certaines périodes du suivi ont limité le potentiel de développement de cet ensemencement.

Des essais avec ajout de bactéries autotrophes du commerce ont également été réalisés. Les résultats obtenus n'ont pas été significatifs concernant l'activité nitrifiante et s'expliquent par :

- des quantités de bactéries trop faibles, mais des doses supérieures entraîneraient des coûts trop importants et non-envisageables.
- un lessivage important de la biomasse introduite dès les premières heures de filtration.

Pour l'avenir, cette problématique d'ensemencement devra être approfondie, en particulier par l'utilisation de biomasse issue d'installation nitrifiante.

Ajout artificiel d'une source d'azote ammoniacal

Dans le cas où la biomasse autotrophe est certes implantée mais en faible quantité, une autre méthode d'augmentation de cette biomasse a consisté en l'ajout d'azote "exogène" sous forme d'ammoniaque : NH_4OH (nom commercial : alcali). En effet, avant la saison de pointe le flux d'azote est trop faible pour développer une biomasse nitrifiante et l'ajout artificiel d'une source d'azote peut combler ce manque. Cette technique a été étudiée sur différentes cellules. Les quantités journalières injectées ont été déterminées sur la base d'une vitesse de développement de la capacité nitrifiante de 10% par jour, afin d'éviter une trop forte concentration d'azote ammoniacal artificiel non traité en sortie d'installation.

A titre d'exemple on présente le suivi d'une cellule faiblement ensemencée ($0,21 \text{ kg de N-NO}_3^- \text{ formé. m}^{-3} \text{ jour}^{-1}$) qui a été réalisé sur le site des Aravis fin août-début septembre 2002. La cellule suivie est en filtration continue (avec systématiquement un lavage par jour), l'apport d'alcali étant modulé journalièrement en fonction de l'évolution de la charge en eau usée pour ne pas dépasser 15% d'augmentation journalière (en relation avec le taux de croissance).

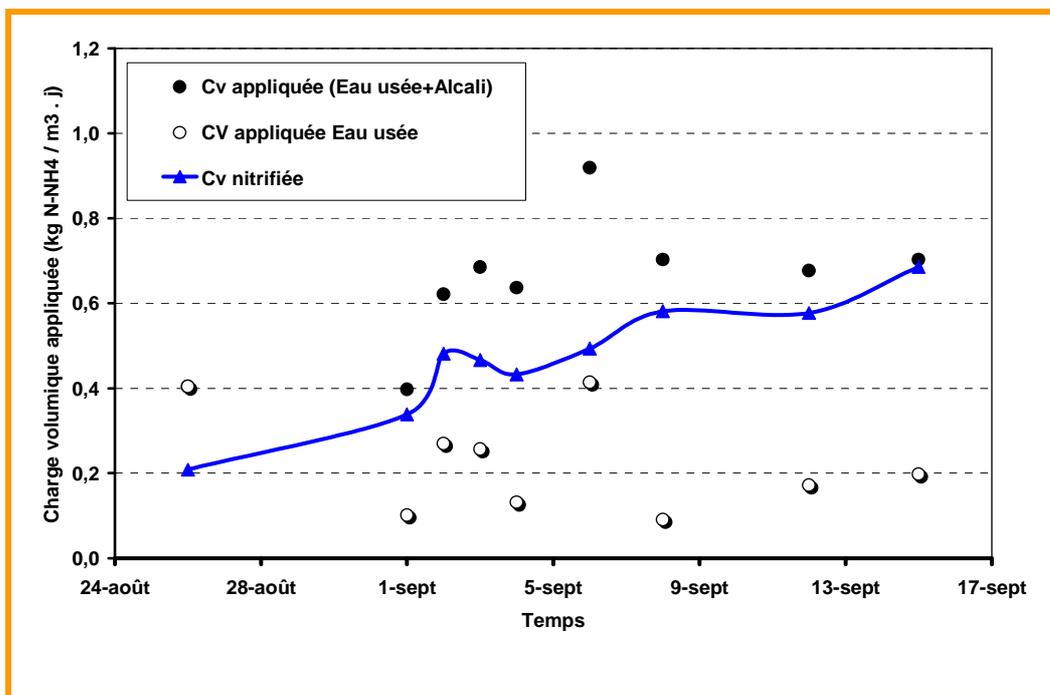


Figure 7 – Evolution des charges volumiques appliquées (avec apport d'Alcali) et nitrifiées sur un filtre

Pour une température dans le réacteur de 18°C, le filtre atteint une capacité de nitrification de 0.69 kg de N-NO₃⁻ formé. m⁻³ jour⁻¹ après 20 jours de filtration. La vitesse d'augmentation de la capacité de nitrification était donc en moyenne 0.024 kg de N-NO₃⁻ formé. m⁻³ jour⁻². Le taux de croissance de la biomasse a donc évolué d'environ 11% initialement à environ 3 % à la fin de la période. Cette valeur finale n'est pas optimale et peut être rapprochée du faible pH et du carbone minéral (HCO₃⁻) qui a fait défaut certains jours. L'obtention d'un tel développement de la nitrification à cette période n'aurait pas été possible sans l'apport d'une source azotée extérieure.

Cette technique implique des contraintes d'exploitation importantes dues au suivi journalier de l'injection (réglage journalier de la pompe d'alimentation, gestion des stocks d'ammoniaque, suivi du pH, de l'oxygène et du carbone minéral, apport extérieur de carbone minéral) et elle ne pourra être retenue que dans des conditions bien précises en complément de la méthode de « rotation » décrite ci dessous.

Application d'une charge élevée sur les cellules par rotation

La dernière méthode de préparation des biofiltres est la technique dite par «rotation». Elle correspond à la technique la plus séduisante et a fait l'objet de suivis approfondis.

Le principe repose sur l'utilisation de l'azote des eaux usées pour la mise en place avant la saison de pointe d'une biomasse nitrifiante suffisante. A cet effet, chaque cellule, avant l'arrivée de la pointe de charge, est alimentée par rotation, à une charge volumique proche de la charge volumique de la période de pointe, grâce à l'arrêt d'un certain nombre d'autres cellules. Dans le schéma suivant, on suppose une installation à 4 cellules dont la charge nominale globale en pointe est 400, la charge étant seulement de 100 à la basse saison.

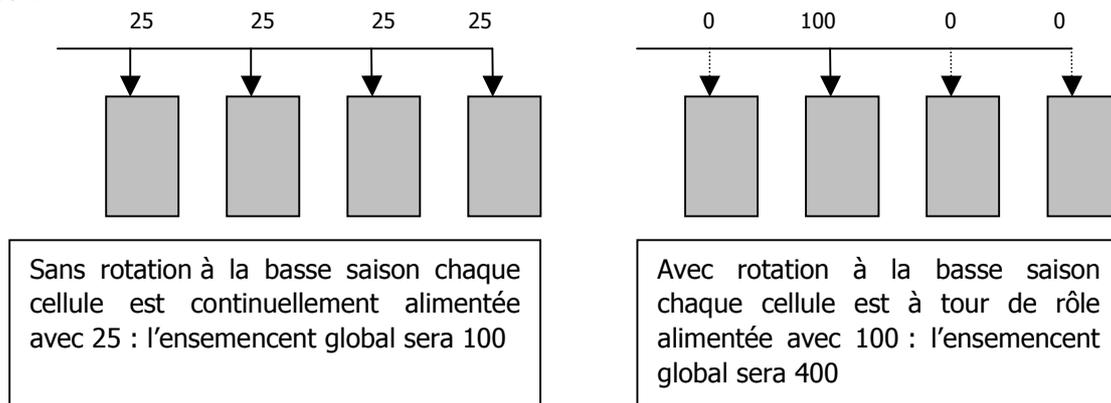


Figure 8 – Schéma de principe de la rotation des biofiltres

Cette méthode permet de développer sur le matériau de chaque cellule la quantité de biomasse adaptée à cette charge de pointe. L'option prise est l'alimentation de chaque cellule pendant une journée et l'arrêt plus ou moins long en fonction du nombre de cellules total participant à la rotation.

Le succès du mode de fonctionnement par rotation des cellules alimentées repose donc sur la capacité des cellules non alimentées à conserver leur biomasse pendant la veille. Dans ce cas, on parle de rotation maîtrisée.

La rotation aléatoire correspond à l'ouverture de cellules en fonction de la qualité des eaux rejetées. Les cellules sont ainsi à l'arrêt ou en alimentation à des pas de temps irréguliers et indéterminés. Ce mode de fonctionnement permet un gain d'ensemencement mais plus faible en raison d'une alimentation (ou nombre de cellules en fonctionnement) aléatoire.

Effet de la durée d'arrêt

La capacité à conserver la biomasse nitrifiante lors de l'arrêt de l'alimentation a été testée en étudiant l'évolution de la capacité de nitrification (augmentation, maintien ou chute) en fonction des durées de non-

alimentation imposées. La durée de filtration est toujours fixée à 24 heures consécutives suivies d'un lavage immédiat avant l'arrêt de la cellule. Les résultats obtenus sont synthétisés dans le tableau 9 suivant.

Cycles testés	24 h / 3 jours	24 h / 4 jours	24 h / 5 jours
Résultats	Croissance	Croissance	Maintien
Remarques	Alimentation en eau usée seule ou complétée avec de l'Alcali.	Alimentation en eau usée complétée avec de l'Alcali.	Alimentation en eau usée seule Présence de facteur limitant (pH, carbone minéral)

Tableau 9 – Développement de la capacité de nitrification en fonction du cycle de rotation testé

Ces résultats montrent que, sans facteur limitant, des durées d'arrêt pouvant atteindre 5 jours (dans le cas de 6 cellule en rotation) peuvent être appliquées tout en maintenant une biomasse en activité au sein des filtres voir 4 jours en la développant. Une telle rotation permet donc de faire face à une augmentation de charge d'un facteur 6.

Par sécurité, on retiendra une durée d'arrêt maximale de 4 jours, car pour ce cycle de rotation les résultats ont montré une *croissance* de l'activité de la biomasse autotrophe.

Effet du mode de gestion des cellules maintenues en veille

La capacité à maintenir en bon état la biomasse nitrifiante peut également dépendre du mode de gestion de la cellule maintenue à l'arrêt. Les résultats précédents où la biomasse n'a pas perdu de son activité, ont été obtenus avec 2 minutes d'aération toutes les 2 heures lors des périodes de « veille » (préconisation du constructeur) ou en aération continue à faible débit.

Trois modes de gestion de l'aération différents pendant l'arrêt des cellules ont été testés sur un cycle de rotation comprenant une durée de veille de 3 jours :

- Mode 1 : 3 minutes d'aération par cycle de 2 heures
- Mode 2 : aération en continu
- Mode 3 : absence complète d'aération

Les campagnes de mesure des performances ont été réalisées au cours de cycles de filtration de 24 heures. Un cycle sur deux était ainsi suivi durant une période d'un mois (figure 9).

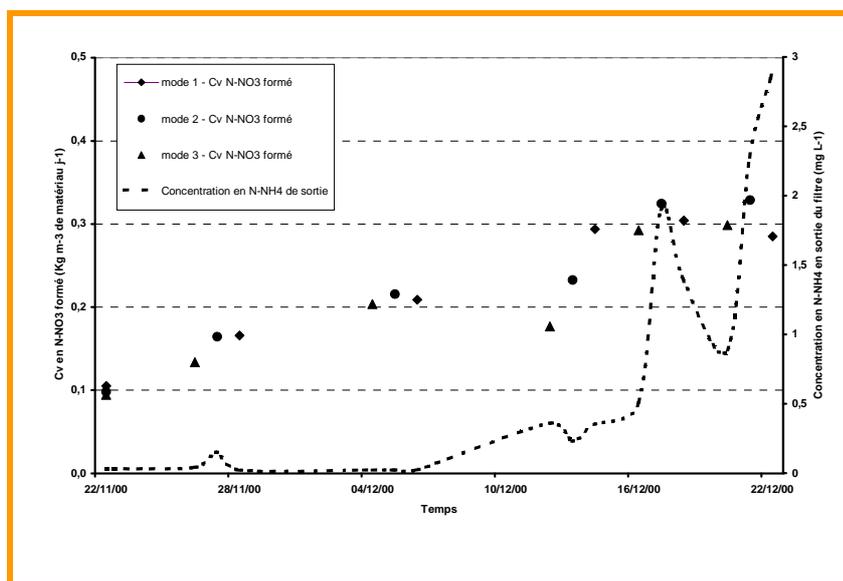


Figure 9 – Evolution de la concentration en N-NH₄ de sortie et de la capacité de nitrification en fonction de différents modes de gestion des cellules en veille

Compte tenu d'un substrat limitant pendant la première période du suivi (N-NH_4^+ en sortie négligeable) et d'une phase transitoire lors de la montée en charge, les interprétations sont basées sur les résultats obtenus en fin de suivi (tableau 10).

	Mode 1	Mode 2	Mode 3
Capacité de nitrification (kg de N-NO_3^- formé. m^{-3} matériau.jour $^{-1}$)	0.29	0.33	0.30
taux par rapport au mode 2 (en %)	88	100	91

Tableau 10 – Performances de nitrification en fonction du mode de veille testé

On peut considérer que les trois modes sont équivalents mais, compte tenu des résultats obtenus sur une période courte et de l'absence de répétabilité, il convient d'être prudent sur une interprétation définitive.

Un second essai a été réalisé à partir d'un temps de veille de 5 jours et deux modes de gestion de l'aération pendant la période d'arrêt des cellules ont été testés : aération en continu / absence complète d'aération. Une légère baisse de la capacité de nitrification a été observée avec le mode sans aération.

Ainsi, un apport d'oxygène durant la période d'arrêt des filtres est conseillé. Il peut être appliqué de façon syncopée dans le temps. Une durée d'aération de l'ordre de quelques minutes toutes les deux heures est un bon compromis. De plus, le débit d'air insufflé peut être plus faible qu'en filtration normale (niveau bas du variateur de fréquence du surpresseur).

Impact des eaux de lavage chargées de nitrates sur le 1^{er} étage de traitement en vue de leur épaissement

86

De nombreuses installations nitrifiantes équipées du procédé biofiltration sont confrontées à la gestion délicate des eaux de lavage au vu de leur concentration très faible en MES (de l'ordre de 500 mg.L^{-1}) et de la présence de nitrates. Cette très faible concentration en MES nécessite un épaissement souvent prévu sur l'étage primaire mais il existe un risque de flottation des boues en raison d'une dénitrification.

Aussi, compte tenu de la composition de ces eaux, la technique la plus appropriée est l'installation d'un flottateur ou d'un épaissement spécifique par la mise en place d'un décanteur. Son implantation occasionnant un coût élevé, cette configuration n'est retenue que pour les grosses collectivités.

Dans le cas des petites installations, les eaux sales seront le plus souvent recyclées vers le premier étage de traitement équipé d'une décantation lamellaire avec ou sans traitement chimique utilisé. Dans cette configuration, un risque de dénitrification dans cet ouvrage existe compte tenu de la présence simultanée de nitrates (eaux sales), de carbone organique (influent) et des bactéries hétérotrophes. Cette dénitrification peut occasionner une perte de MES entraînées par le dégagement d'azote gazeux et pénaliser ainsi très fortement la filière aval en réduisant la durée du cycle de filtration par un colmatage prématuré du système.

Afin d'apprécier le risque réel de dénitrification, plusieurs campagnes de mesures à débit constant ont été effectuées sur un décanteur primaire, sur une durée de 5 h (équivalent à 2 fois le temps de séjour dans l'ouvrage). Les mesures étaient effectuées lors de la même plage horaire journalière (9 h – 14 h) afin de minimiser les variations qualitatives des eaux brutes (fraction du carbone organique facilement assimilable). La période estivale retenue est favorable à la dénitrification.

Les doses de réactifs appliqués pour cette expérimentation sont regroupées au tableau 11.

Réactifs injectés	Doses appliquées (en mg.L^{-1})
Lait de chaux	50
Chlorure ferrique	53
Polymère anionique	0,15

Tableau 11 – Doses de réactifs appliqués

Ces doses sont volontairement deux fois plus faibles que les doses théoriques couramment utilisées pour un traitement physico-chimique classique. En effet, seul l'abattement de la charge particulaire est recherché.

Deux rapports entre le débit horaire des eaux de lavage recyclées et le débit d'effluent brut ont été testés : 50% et 100%. Ces valeurs sont celles rencontrées sur les installations où les eaux de lavage sont restituées en période nocturne. Les conditions des trois essais sur la dénitrification en décanteur primaire figurent au tableau 12.

		Débit horaire (en m ³ .h ⁻¹)	
		Eaux brutes	Eaux de lavages
Essai 1	Absence d'eaux de lavage	200-236	--
Essai 2	+ 50 % d'eaux de lavage	132-136	65-66
Essai 3	+ 100 % d'eaux de lavage	110-120	116-118

Tableau 12 – Conditions des trois essais

Les résultats obtenus à une température de 15°C dans l'ouvrage, exprimés en rendement d'élimination des MES et taux de dénitrification avec et sans réactif, sont les suivants :

		Rendement en MES		Rendement de dénitrification (flux de nitrate éliminé en kg.m ⁻³ .j ⁻¹)	
		sans	avec	sans	avec
Traitement chimique		sans	avec	sans	avec
Essai 1	Absence d'eaux de lavage	59 %	85 %	sans objet	
Essai 2	50 % d'eaux de lavage	46 %	73 %	35 % (0,22)	14 % (0,07)
Essai 3	100 % d'eaux de lavage	27 %	86 %	39 % (0,42)	58 % (0,54)

Tableau 13 – Rendement en MES et taux de nitrification obtenus

Ces résultats révèlent :

- une dénitrification, exprimée en Kg de N-NO₃⁻ éliminés.m⁻³.j⁻¹, effective dans l'ouvrage avec un rendement d'élimination principalement influencé par la quantité de substrat organique, la quantité de N-NO₃⁻ introduit et le substrat apporté (10 kg de DCOs pour l'essai 2 et en moyenne 23 kg pour l'essai 3).
- des rendements en MES plus faibles sans réactifs physico-chimiques et d'autant plus faible que la proportion d'eaux de lavage est élevée. Ce faible rendement s'explique par une remontée de boues qui est liée au dégagement d'azote gazeux lors de la dénitrification pénalisant la qualité des eaux de sortie (confirmé par les rendements de dénitrification).

En conclusion, l'injection de réactifs physico-chimiques permet de lester suffisamment le floc par coagulation-floculation afin d'éviter la remontée de MES lors de la dénitrification pour les deux pourcentages de retour d'eaux de lavage testés. L'utilisation d'un traitement chimique est donc un bon choix pour les petites installations où la mise en place d'un ouvrage spécifique d'épaississement des eaux sales n'est pas envisageable.

DISCUSSION ET SYNTHÈSE

Les résultats acquis permettent :

- de mieux appréhender le dimensionnement des installations de biofiltration et la configuration la mieux adaptée dans le cas du traitement de l'azote,
- de définir plus précisément les différentes règles de gestion de ce type d'installation pour le maintien des objectifs de qualité compte tenu des faibles températures rencontrées et des fortes variations de charge appliquées,
- de préciser les principaux facteurs limitant la nitrification que l'exploitant devra surveiller de près afin d'éviter des dysfonctionnements de traitement sur son site.

Dimensionnement

Données de base

Le procédé de biofiltration paraît, dans l'état des connaissances actuelles, le seul à même de répondre aux fortes contraintes qui caractérisent certaines collectivités touristiques de montagne : fortes et rapides variations de charge (> à 5) et nécessité de nitrification, même si en basse saison les flux sont faibles.

On considère que le procédé de boues activées faible charge (donc nitrifiant) est compatible avec une amplitude de variation d'un facteur 2,5 et même 5 au prix d'une dégradation momentanée de la qualité de l'effluent. Ces limites sont en cours d'étude et seront prochainement vérifiées sur une installation en vraie grandeur.

Toutefois, le procédé de biofiltration est, pour des raisons économiques, difficilement envisageable pour des collectivités inférieures à 10 000 EH. La nécessité de mettre en place, sur une même installation, plusieurs cellules de filtration pour éviter des surcharges hydrauliques au moment des lavages conduit à un coût d'investissement relativement élevé à petite échelle et, par ailleurs, l'exploitation délicate nécessite la présence d'un personnel qualifié impliquant un coût de fonctionnement lui aussi élevé.

Aussi, la détermination des débits et flux à traiter en basse et haute saison, ainsi que la rapidité de leur augmentation, nécessitent elles une attention particulière dans le cas des installations traitant les eaux usées de collectivités touristiques de montagne car une surestimation de l'amplitude de la variation pourrait conduire à orienter les constructeurs vers une filière à biofiltration là où une filière à boues activées serait possible et peut-être préférable au regard de la taille de la collectivité.

De même, il conviendra de bien estimer le flux polluant disponible en basse saison puisque celui-ci conditionne fortement la biomasse autotrophe pouvant être développée, sans l'apport d'azote externe, à l'approche de la pointe touristique.

Volume des filtres

Le volume de matériau à installer, correspondant à la capacité de traitement du réacteur biologique, est fonction du flux maximum à traiter et de la charge volumique retenue. Les résultats acquis en hiver confirment les possibilités de nitrification à très faibles températures et donnent les valeurs suivantes pour les charges volumiques :

	Barcelonnette	Aravis
Température dans le réacteur (entrée brute)	9,5 °C (7.5)	10,8°C (9,4)
Cv appliquée (en Kg de N-NH ₄ .m ⁻³ de matériau. Jour ⁻¹)	0,9	0,75
Cv nitrifiée (en Kg de N-NO ₃ ⁻ .m ⁻³ de matériau. Jour ⁻¹)	0,55	0,39
DCOs / N-NH ₄	3,4	1,6

Tableau 14 – Charges volumiques appliquées et traitées en azote sur les installations étudiées

Ces valeurs observées dépendent principalement de la compétition entre les germes autotrophes et hétérotrophes (nitrification secondaire ou tertiaire), du type de procédé et de son support (surface spécifique, granulométrie) et de la présence d'éventuels facteurs limitants plus ou moins contrôlés par l'exploitant lors de nos essais.

Dans le cas où la collectivité envisagerait une augmentation future de sa population, la démarche retenue pour faciliter la gestion de l'installation pourrait être la suivante :

- Pour une augmentation de population à très court terme (inférieure à 5 ans), les ouvrages biologiques sont construits et mis en attente (arrêt total des cellules),
- Pour une augmentation de population à plus long terme, les ouvrages supplémentaires ne sont pas construits mais la filière disposera d'aménagements en vue de sa future extension.

Nombre de cellules

Le nombre de cellules à installer est fonction des dimensions (surface et volume) de l'unité standard, spécifiques au constructeur, et du facteur de variation de charge du site. Nous avons vu que la préparation des cellules à l'approche de la haute saison par rotation permettait des périodes de non alimentation des cellules d'une durée de 4 jours sans perte de biomasse nitrifiante. Le nombre de filtres limite en rotation est donc 5, puisque au delà de ce nombre la rotation conduit à des temps d'arrêt de cellules supérieurs à 4 jours et à une difficulté de maintenir en place la biomasse nitrifiante. Ainsi :

- si l'amplitude de la variation de charge est inférieure ou égale à 5, le nombre de cellules devrait correspondre à ce facteur de charge (ou à un multiple pour les collectivités qui ont des flux importants en basse saison) afin de faciliter l'exploitation d'un point de vue «gestion de l'ensemencement» et de maintenir la qualité du rejet.
- si l'amplitude de la variation de charge supérieur à 5 et monte à une valeur de 10 ou 15, le nombre de cellules ne sera plus en relation directe avec ce facteur et doit tendre vers un nombre inférieur pour faciliter le maintien de la biomasse présente par une rotation avec des durées d'arrêt acceptables et limiter les coûts d'investissement et de fonctionnement (en particulier pour les cellules à ensemencher lors de leur remise en route).

Ainsi, un nombre de cellules inférieur ou égal à 5 facilite la gestion de la biomasse par rotation.

Au-delà de 5 cellules, deux options se présentent :

- Une partie des cellules ne sera pas utilisée en basse saison et, préalablement à leur alimentation, il sera donc nécessaire de les ensemencher d'abord (résultat aléatoire à ce jour) et d'apporter ensuite de l'azote externe afin de permettre le développement de la biomasse introduite.
- Toutes les cellules seront utilisées en rotation (plusieurs cellules par cycle de filtration pour ne pas excéder 4 jours d'arrêt entre chaque alimentation). Cette dernière stratégie permet d'avoir une biomasse présente sur tous les filtres.

Gestion de la préparation et de la montée en charge

L'*amplitude* de la variation de charge détermine le dimensionnement des filtres et plus particulièrement le nombre de cellules. Le volume global est obtenu par la connaissance du flux maximum à traiter et des charges volumiques retenues. La *vitesse* de variation (pente) détermine les modalités de gestion à l'approche de la pointe touristique. Celles-ci peuvent inclure une simple mise en charge graduelle des biofiltres, une rotation des cellules ou bien, un ajout d'azote externe supplémentaire.

Mise en charge graduelle

La vitesse d'augmentation de la charge admissible est conditionnée par le taux de croissance des bactéries nitrifiantes μ_0 . Ce taux de croissance est fonction de la température (T). Ses ordres de grandeur pour différentes températures sont les suivants :

Température (°C)	8	9	10	11	12	13	14
Taux de croissance μ_0 (j^{-1}) *	0,1	0,11	0,12	0,13	0,15	0,16	0,18

* Le taux de croissance μ_0 peut-être estimé à partir de la formule suivante :

$$\mu_0 \text{ (à la température } T) = 0.33 e^{0,1(T-20)}$$

Le coefficient de 0.33 correspond à la valeur obtenue sur le terrain à 8 °C avec un taux de croissance moyen de 0.1 j^{-1} . La constante de température retenue $K = 0,1 \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$ est une valeur moyenne comprise entre 0.08 et 0.12.

Dès lors que la vitesse d'augmentation ne dépasse pas le taux de croissance, une simple mise en charge graduelle de l'installation permet de faire face à la variation de charge et à maintenir la qualité des eaux rejetées.

Ainsi, par exemple à 10°C et sur 6 jours (cf. annexe 3), on note une augmentation de la biomasse d'un facteur 2 d'où la possibilité de traiter une augmentation d'un même facteur de la charge polluante. On observe une variation de charge admissible peu élevée avec la technique mise en charge graduelle.

Rotation

Dans le cas d'une rotation, la vitesse de variation de la charge admissible est déterminée par deux facteurs :

- Le nombre de cellules,
- La vitesse de croissance de la biomasse nitrifiante.

Le nombre de cellules en présence détermine l'augmentation instantanée possible. Ainsi par exemple en présence de 5 cellules (4 jours d'arrêt), le flux pouvant être traité au moment de la pointe est 5 fois celui avant la pointe, même si cette variation se produit d'un jour à l'autre.

Ensuite, la montée en charge permet d'augmenter la biomasse nitrifiante de chacune des cellules selon une vitesse qui est limitée par le taux de croissance, d'après :

$$M_t = M_0 \times (1 + \mu_0)^t,$$

où : M_0 = biomasse présente avant la montée en charge

M_t = biomasse présente après la montée en charge de durée t

μ_0 = taux de croissance net (j^{-1})

t = durée de l'alimentation (j). Dans le cas d'une rotation, t est égal à la durée d'alimentation de la station divisée par le nombre de cellules participant à la rotation.

Ainsi, le taux de croissance net (incluant la mortalité et l'évacuation d'une partie de la biomasse lors de lavages) des bactéries nitrifiantes observées lors de nos mesures s'élève à 0,1 j^{-1} à une température de 8°C. Chaque cellule peut donc augmenter sa biomasse au maximum de 10% par jour. A condition d'être alimentée avec un flux suffisant, la biomasse de l'ensemble des filtres suit donc au maximum l'allure décrite par la figure 10. La capacité nitrifiante y est exprimée en multiple de la capacité initiale d'une seule cellule. Le facteur de variation admissible est donc par exemple environ 9 fois en 6 jours (durée de la montée en charge observée fréquemment au moment de Noël) car :

$$M_t = M_0 (1 + \mu_0)^t$$

pour : $M_0 = 5$ (en raison des 5 cellules alimentées par rotation)

$$\mu_0 = 0.1$$

$$M_t = 5 (1,1)^6 = 8,85.$$

Toutefois, ce cas implique :

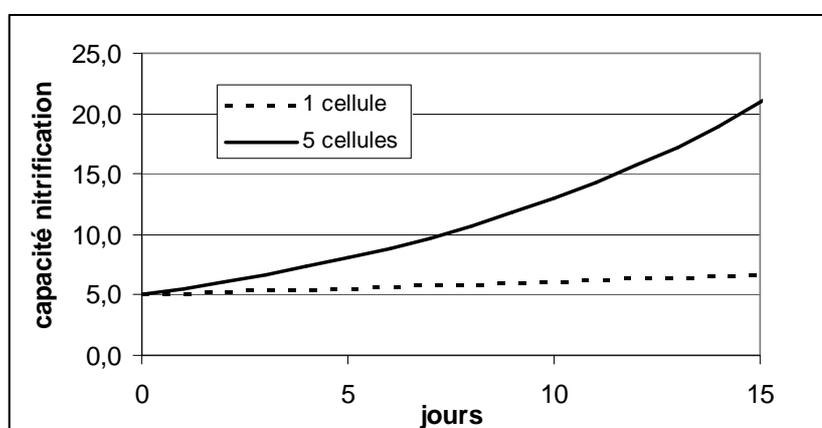
- que le flux d'azote soit suffisant, dès le premier jour de la montée en charge, pour alimenter l'ensemble des cellules (5 cellules) simultanément à leur charge nominale,
- qu'il augmente par la suite à un rythme compatible avec le taux de croissance des bactéries nitrifiantes (10% par jour, soit une fonction exponentielle), sans pour autant dépasser ce rythme.

Cela est peu probable. En réalité on sera amené à alimenter au cours de la montée en charge encore quelques filtres en rotation pour aboutir en fin de période au fonctionnement simultanée de l'ensemble des filtres. Les deux courbes décrites à la figure 10 représentent l'augmentation de la biomasse : la plus élevée correspond au maximum théorique et l'autre a une situation minimum avec la poursuite de la rotation et donc l'alimentation d'une cellule à la fois pendant la période d'augmentation. **Une variation de charge admissible d'un facteur 6 à 7 en 6 jours (2 filtres alimentés / jour au cours de la montée en charge) paraît raisonnablement compatible avec un ensemencement par rotation** dont les différents scénarios (température dans le réacteur de 8°C) pour une installation équipée de 5 cellules de biofiltration sont résumés ci dessous.

Durée de la montée en charge	Facteur d'augmentation de la biomasse au cours de la montée en charge.		
	Maximum	Minimum	Moyenne
	5 filtres alimentés par jour	1 filtre par jour	2 filtres par jour
6 jours	$5 \times (1,1)^6 = 8,9$	$5 \times (1,1)^{1,2*} = 5,6$	$5 \times (1,1)^{2,4} = 6,3$
15 jours	$5 \times (1,1)^{15} = 21$	$5 \times (1,1)^3 = 6,7$	$5 \times (1,1)^6 = 8,9$

Tableau 15 – Facteur d'augmentation de la biomasse au cours de la montée en charge

* t correspond à la durée d'alimentation d'une cellule (en rotation). t est égal à la durée d'alimentation de la station divisée par le nombre de cellules (ou groupe de cellules) participant à cette rotation.



1 cellule :
1 cellule à la fois est alimentée (Rotation maintenue) : annexe 1.

5 cellules :
Alimentation des 5 cellules à la fois : annexe 2.

Figure 10 – Evolutions extrêmes de la biomasse au cours d'une montée en charge ($T^{\circ} = 8^{\circ}\text{C}$)

La contribution de la croissance de biomasse au moment de l'augmentation du flux est donc relativement modeste et la principale contribution vient de la biomasse déjà installée au moment du début de l'augmentation. Pour des augmentations supérieures à un facteur 6 à 7 en 6 jours, il sera donc nécessaire de démarrer avec une biomasse plus importante, ce qui implique l'ajout d'une source d'azote externe.

Rotation avec complément d'azote externe

En cas d'une variation plus forte qu'un facteur 6 à 7 en 6 jours, il est nécessaire de disposer au moment de la montée en charge d'une quantité de biomasse plus élevée. Comme la biomasse pouvant être mise en place est limitée par les flux d'azote disponible avant la saison, la seule façon d'augmenter la biomasse est d'augmenter le flux d'azote à traiter avant saison. Ainsi un doublement du flux d'azote par apport à celui généré par le site permet de doubler la biomasse et une variation de charge d'un facteur 14 en 6 jours devient admissible. **L'utilisation d'une source d'azote externe ne donne pas de limite au facteur de variation admissible.**

L'ajout de l'azote doit commencer bien avant la pointe puisque la croissance des bactéries nitrifiantes est lente. La durée de la période d'ajout dépend :

- du facteur de variation,
- du mode d'alimentation.

La durée qui est fonction du **facteur de variation** peut être calculée de la manière suivante :

$$M_t = M_0 \times (1 + \mu_0)^t$$
$$\text{si : } M_t / M_0 = \Delta C = (1 + \mu_0)^t$$

alors :

$$t = \text{Ln } \Delta C / \text{Ln } (1 + \mu_0)$$

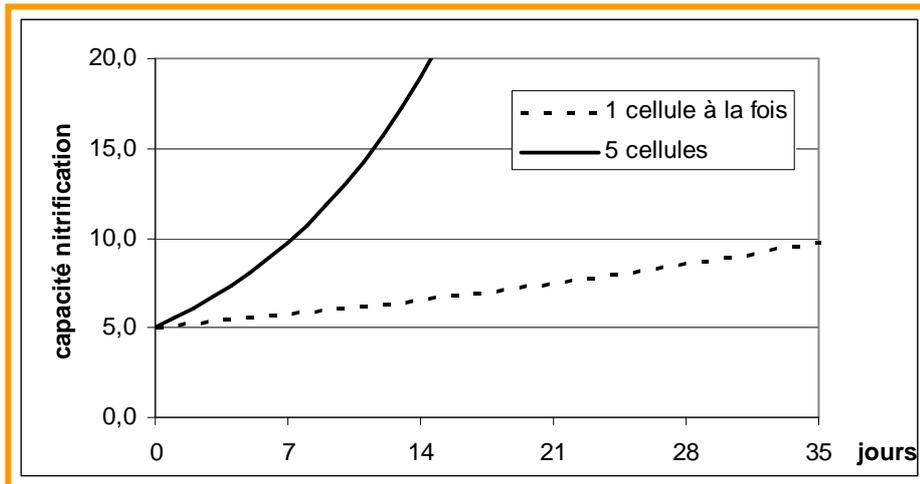
A titre d'exemple : pour doubler la biomasse d'une cellule ($\Delta C = 2$ voir Annexe 3 à 8°C), il faut donc environ 7 fois 24 heures d'alimentation de cette cellule avec une température dans le réacteur de 8°C (et 6 fois 24 heures à 10°C).

Le **mode d'alimentation** intervient de la manière suivante :

Rotation : dans l'hypothèse d'un ajout d'azote externe lors de l'alimentation des cellules en rotation avec 1 seul filtre par jour, on peut évaluer à 5 semaines (Annexe 1) le temps nécessaire pour doubler la biomasse avant la pointe. En effet, 1 filtre doit être alimenté pendant 7 jours pour en doubler la capacité nitrifiante. Le doublement de la capacité nitrifiante de 5 filtres demande donc 5 fois 7 jours, soit 5 semaines.

Alimentation simultanée (Annexe 2). La durée de préparation peut être considérablement raccourcie si l'alimentation des cellules lors de période de préparation ne se fait pas par rotation mais par une alimentation simultanée de l'ensemble des cellules. Un doublement de la biomasse nécessite dans ce cas une semaine seulement. Les flux d'azote externe à fournir quotidiennement seront nettement plus élevés dans ce cas. La quantité d'azote doit permettre à la fois :

- d'alimenter les cellules qui étaient à l'arrêt lors de la rotation mais sont en fonctionnement maintenant,
- d'augmenter de la biomasse de l'ensemble de ces cellules.



5 cellules : elles sont alimentées toutes les 5 en même temps.(Annexe 2)

1 cellule à la fois : elles sont alimentées grâce à la rotation (Annexe 1)

Figure 11 – Evolutions de la biomasse avec apport d'alcali

Facteurs déterminant l'ensemencement initial

Le degré d'ensemencement des cellules avant la montée en charge est un paramètre clef. En l'absence de facteurs limitants (Oxygène, pH, P-PO₄³⁻, carbone minéral...), ce degré d'ensemencement des filtres est fonction de la charge à traiter mais aussi de sa stabilité dans le temps. Dans bien des cas sur ce type d'installation, l'ensemencement mesuré en basse saison est faible et inférieur à celui qui serait théoriquement possible au regard de la charge appliquée.

Le principal facteur responsable de cette perte de biomasse autotrophe est l'application sur les cellules d'une charge en azote ammoniacal inférieure à la charge nominale basse saison, due :

- à des **surcharges hydrauliques** (apport d'eaux parasites) qui entraînent la mise en filtration de cellules supplémentaires conduisant à la sous-charge azotée des cellules.
- à une **nitrification non maîtrisée** en amont des cellules nitrifiantes (configuration en deux étages biologiques en série). Dans cette configuration, le premier étage devra être systématiquement by-passé en basse saison afin d'éviter toute nitrification pénalisant l'ensemencement des filtres nitrifiants situés à l'aval.

Au cours de l'année, d'autres facteurs limitants peuvent engendrer un ralentissement des cinétiques de développement de la biomasse :

- les faibles **températures** (le taux de croissance de la biomasse dépend fortement de ce paramètre). L'effet de la température sur le taux de croissance est de type exponentiel avec une constante de température (k) située entre 0.08 et 0.12 °C⁻¹.
- la quantité d'**oxygène** apporté insuffisante (les besoins sont estimés à 4,2 kg d'oxygène par kg d'azote ammoniacal à nitrifier),
- la quantité insuffisante de **carbone minéral** disponible pour le métabolisme des bactéries autotrophes dont les besoins sont estimés à 8,7 mg de HCO₃⁻ ou 0,7 °F / mg d'azote à nitrifier. Ces teneurs sont estimées à partir d'analyses effectuées sur les eaux brutes d'entrée station. La quantité de bicarbonate (carbone minéral) peut aussi être appréciée rapidement à partir de la conductivité en entrée station : 70 % de la conductivité mesurée en eau brute correspond aux sels dissous et 75 % de ces sels dissous sont des bicarbonates. A titre d'exemple, une eau brute d'entrée station de conductivité de 1100 µS/cm

dispose de 577 mg.L^{-1} de bicarbonates [$1100 \times 70 \% \times 75 \%$], soit une possibilité de nitrification de 66 mg.L^{-1} de N-NH_4^+ [$577 / 8.7$].

Des concentrations en N-NH_4^+ supérieures à 70 mg.L^{-1} nécessiteront alors un apport de bicarbonates. De telles concentrations peuvent être rencontrées sur des installations traitant des rejets d'activités non domestiques (élevages, industries) ou traitant des retours internes à la station très chargés en azote (retours de la filière boues principalement).

Cette teneur en bicarbonate peut aussi être diminuée par l'ajout de réactifs physico-chimique (comme le FeCl_3 par exemple).

La figure 12 montre clairement des baisses de performances de la nitrification dues, principalement, à l'effet des bicarbonates sur les cinétiques de nitrification consommatrices de TAC. Les charges nitrifiables ont été estimées à partir de la conductivité.

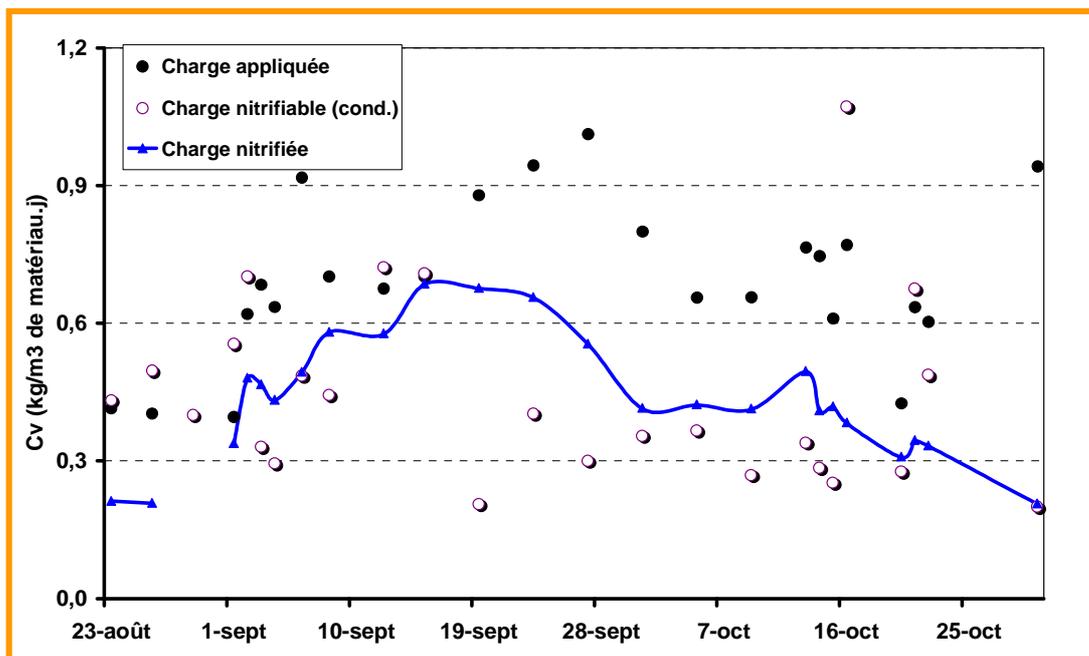


Figure 12 – Evolution des Charges volumiques appliquées, nitrifiées et nitrifiables (approche d'après la conductivité) - site des Aravis

- L'**acidification** du milieu. La nitrification consomme des bicarbonates (pouvoir tampon de l'eau) et va entraîner une acidification du milieu qui peut pénaliser l'activité de la biomasse nitrifiante (ralentissement de l'activité nitrifiante pour des pH inférieur à 6,8, voir blocage de celle-ci pour des pH inférieurs à 5,5 - 6),
- Une **surcharge en pollution carbonée**. Celle-ci peut entraîner une baisse des performances de nitrification en raison d'une compétition plus importante entre les germes hétérotrophes et autotrophes au détriment des autotrophes (production de boue faible, affinité à l'oxygène, vitesse de consommation de l'oxygène plus faible),
- La quantité insuffisante de **P- PO_4^{3-}** disponible pour le métabolisme des germes autotrophes (impact de l'étage physico-chimique amont).

Mise en œuvre de la rotation

Deux types de rotation ont été testés lors de notre étude :

- La rotation maîtrisée, concept en partie développé par le constructeur OTV, et basée sur des cycles de filtration d'une durée de 24 heures avec un nombre de cellules en fonctionnement fixé suivant la charge volumique appliquée désirée,
- La rotation aléatoire, retenue par d'autres constructeurs, et basée principalement sur la mise en service d'une cellule de filtration supplémentaire lors d'un dépassement d'une concentration donnée en azote ammoniacal de sortie sans tenir compte de l'historique des cellules.

Le gain d'ensemencement ainsi obtenu est lié au nombre de cellules en rotation et aux charges appliquées pendant les cycles de filtration de durée de 24 heures (charges appliquées toujours supérieures à la capacité de nitrification correspondant à l'ensemencement) et à la bonne gestion de la rotation. Les gains d'ensemencement théoriques suivant le type de rotation sont indiqués dans le tableau 16.

Nombre de cellules disponibles		3	4	5	6	7	8
Sans rotation	Gain en biomasse (ensemencement par cellule)	1 (0,33)	1 (0,25)	1 (0,2)	1 (0,17)	1 (0,14)	1 (0,12)
	Maîtrisée : Gain en biomasse (ensemencement par cellule)	3 (1)	4 (1)	5 (1)	5* (1)	5* (1)	5* (1)
Avec rotation	Aléatoire : Gain en biomasse (ensemencement par cellule)	< 3 (< 1)	< 4 (< 1)	< 5 (< 1)	< 5 (< 1)	< 5 (< 1)	< 5 (< 1)

Tableau 16 – Gains d'ensemencement théorique suivant le type de rotation

* au-delà de 5 cellules, les autres filtres ne sont pas utilisés lors de la rotation

L'étude a permis de se rendre compte que le gain d'ensemencement maximum pouvant être obtenu est de 5 en rotation maîtrisée car au-delà de 4 jours d'arrêt, la biomasse autotrophe du filtre stagne ou régresse et risque d'être perdue.

Les résultats de nos études ont également montré que lors des phases d'arrêt de l'alimentation, un apport en oxygène est conseillé et possible de façon discontinue. Le bon compromis serait de maintenir des temps de non-aération n'excédant pas deux heures, suivies de courtes périodes d'aération (15 minutes à faible débit), l'objectif étant d'éviter l'anaérobiose des filtres.

Cette technique d'ensemencement par rotation est contraignante puisqu'elle nécessite un certain nombre d'équipements spécifiques ou recommandations dans la conception, en particulier :

- une alimentation spécifique journalière par cellule, avec le maintien de la charge azotée maximale à chaque cycle de filtration et plus particulièrement lors d'épisodes pluvieux induisant l'ouverture de cellules supplémentaires.
- la capacité hydraulique de la partie biofiltration ne doit pas être un facteur limitant afin de maintenir une charge élevée malgré la dilution des effluents.
- dans le cas où un ensemencement par apport d'une source azotée externe serait recherché, chaque conduite d'alimentation des filtres doit être équipée d'un point d'injection en conduite immergée (en raison de la volatilisation de la source azotée). Cette alimentation spécifique par cellule est nécessaire pour des raisons d'optimisation des quantités d'azote à apporter en particulier lors des temps de pluie.
- une aération spécifique par cellule.

Ensemencement par l'apport d'azote complémentaire

Alcali (NH₄OH)

Les sources azotées disponibles dans le commerce sont nombreuses mais la plus intéressante d'un point de vue économique et de maniabilité est l'Alcali : une solution d'azote ammoniacal de NH₄OH (masse volumique : 0,915 kg/litre, disponible en 2 gammes de concentrations 20.5 % et 27 %). Son prix moyen (en 2002), rendu sur site, est de l'ordre de 290 € HT/1000 litres soit 316 € HT la Tonne.

La quantité d'Alcali apportée quotidiennement doit être déterminée avec beaucoup de précaution. Pour augmenter la biomasse en place dans une cellule, elle devra être supérieure à la capacité nitrifiante de la biomasse autotrophe de la cellule (estimée à partir de la quantité de nitrate formé sur le réacteur biologique). Elle devra augmenter régulièrement à une vitesse qui ne dépasse pas le taux de croissance moyen afin de ne pas dégrader la qualité du rejet (augmentation de type exponentielle) en raison de l'apport d'azote ammoniacal non nitrifié.

Exemple

Une installation composée de 5 cellules dispose en basse saison d'un flux journalier d'azote disponible pour la nitrification de 40 kg N / j.

A Noël, le flux d'azote à nitrifier s'élève à 500 kg N / j soit un facteur de variation, ΔC de 12,5

La montée en charge dure 6 jours.

La température de l'eau avant la montée en charge est de 8°C ($\mu_0=0,1$) et 10°C ($\mu_0= 0,12$) lors de la montée en charge.

96

On dispose de 2 scénarios lors de la montée en charge (6 jours) :

- 1^{er} scénario : Alimentation de **l'ensemble des cellules** mais la démarche est peu réaliste car la charge azotée est difficilement maîtrisable.
- 2^{ème} scénario : Maintien de la **rotation** et les cellules à alimenter seront fonction de la charge à traiter.

1^{er} scénario :

L'installation dispose de 5 cellules. Avant la montée en charge, une rotation est effectuée en alimentant 1 cellule à la fois, la capacité nitrifiante pourra être portée à 200 kg de N/j (5 x 40 kg N / j), sans ajout d'azote externe.

Lors de la montée en charge, l'ensemble des cellules sera alimenté simultanément à une charge au moins équivalente à celle appliquée individuellement lors de la période de préparation par rotation. La capacité nitrifiante (M_0) nécessaire au **début** de la montée en charge sera donc au moins :

$$M_t = M_0 \times (1 + \mu_0)^t,$$

avec $M_t = 500$ kg de N à traiter pour Noël et un $\mu_0 = 0,12$ ($T^\circ = 10$ °C)

$$M_0 = M_t / (1 + \mu_0)^t,$$

$$M_0 = 500 / (1 + 0,12)^6,$$

$$M_0 = 250 \text{ kg N/j}$$

Donc, dans cette hypothèse, la capacité de nitrification à obtenir avant la montée en charge doit être de 250 kgN/j ce qui nécessite une augmentation de la capacité initiale (200 kgN/j) d'un facteur 1,25 (250/200) et devra être obtenue par l'ajout d'une source azotée externe. Dans ce scénario, il est peu probable que la charge azotée soit suffisante pour l'ensemble des cellules lors de la montée en charge.

2^{ème} scénario :

L'installation dispose de 5 cellules. Avant la montée en charge, une rotation est effectuée en alimentant 1 cellule à la fois, la capacité nitrifiante pourra être portée à 200 kg de N/j (5 x 40 kg N / j), sans ajout d'azote externe.

Lors de la montée en charge, la rotation est maintenue avec un nombre de cellules qui est fonction de la vitesse d'augmentation de charge en appliquant une charge supérieure à celle de la basse saison. La capacité nitrifiante (M_0) nécessaire au début de la montée en charge sera alors au moins :

$$M_t = M_0 \times (1 + \mu_0)^t,$$

$$M_0 = M_t / (1 + \mu_0)^t,$$

avec :

$$\mu_0 = 0,12$$

durée de la montée en charge : 6 jours

nombre de filtres alimentés simultanément : 1

cellule ou groupe de cellules participant à la rotation : 5 ou 2,5

on obtient : $t = 6/5$ (scénario défavorable) ou $t = 6/2,5 = 2,4$ (scénario plus réaliste)

et donc :

$$M_0 = 500 / (1 + 0,12)^{2,4},$$

$$M_0 = 381 \text{ kg N/j}$$

Donc, dans cette hypothèse, la capacité de nitrification à obtenir avant la montée en charge doit être de 381 kgN/j ce qui nécessite une augmentation de la capacité initiale (200 kgN/j) d'un facteur 1,91 (381/200) et devra être obtenue par l'ajout d'une source azotée externe.

L'apport d'alcali devra donc permettre d'augmenter la capacité nitrifiante avant la montée en charge de 200 kg de N/j à au moins 250 kg N/j pour le scénario 1 et 381 kg N/j pour le scénario 2, ce qui représente un facteur d'augmentation de 1,25 ou 1,91. On suppose que l'alcali est apporté avant la montée en charge au cours de la préparation successivement aux cellules en rotation.

La durée d'alimentation nécessaire par filtre pour permettre l'augmentation de la capacité nitrifiante est obtenue par la relation suivante :

$$t = \frac{\ln \Delta C \text{ recherché}}{\ln (1 + \mu_0)}$$
 avec μ_0 fonction de la température

ici de 8°C soit $\mu_0 = 0,1$ (Annexe 3)

soit $t = 2,3$ jours soit 3 jours pour $\Delta C = 1,25$,

et $t = 6,8$ jours soit 7 jours pour $\Delta C = 1,91$.

La durée globale nécessaire, compte tenu de la durée d'un cycle de rotation qui est de 5 jours, est donc de 15 jours dans le cas favorable (1 cycle dure 5 jours soit 5 x 3 jours) et de 35 jours (environ 5 x 7 jours) dans le second.

Le tableau en annexe 1et 1 bis (rotation et fonction de la température) et 2et 2 bis (alimentation simultanée de toutes les cellules et fonction de la température) permet de déterminer la quantité d'azote à ajouter nécessaires à partir de la durée.

Dans le cas où la rotation est maintenue pour la période d'ajout azoté (annexe 1 et 1 bis), la durée d'ajout nécessaire s'élève à 35 jours et la quantité cumulée d'alcali ajoutée est de 17,2 fois l'apport journalier de base, soit $17,2 \times 40 \text{ kg N / j} = 688 \text{ kg d'azote}$. Cette quantité peut être comparée à celle produite par la collectivité au cours d'une année (à raison de 9 mois de 40 kg N/j et 3 mois de 500 kg/j), soit environ 56 000 kg N. L'ajout correspond donc à seulement 1,2 % du flux d'azote annuel. Son coût peut être évalué à environ 1060 € /an ($(688 \text{ kg N} / 0,205 \text{ kg N} / \text{kg alcali}) \times 0,316 \text{ €/kg alcali}$).

Azote interne

Des sources azotées internes, issues de la filière de traitement des boues, peuvent aussi être utilisées mais elles sont souvent envoyées directement sur la filière de traitement, occasionnant ponctuellement des surcharges azotées sur les filtres et des rejets non conformes comme le montre le graphe suivant.

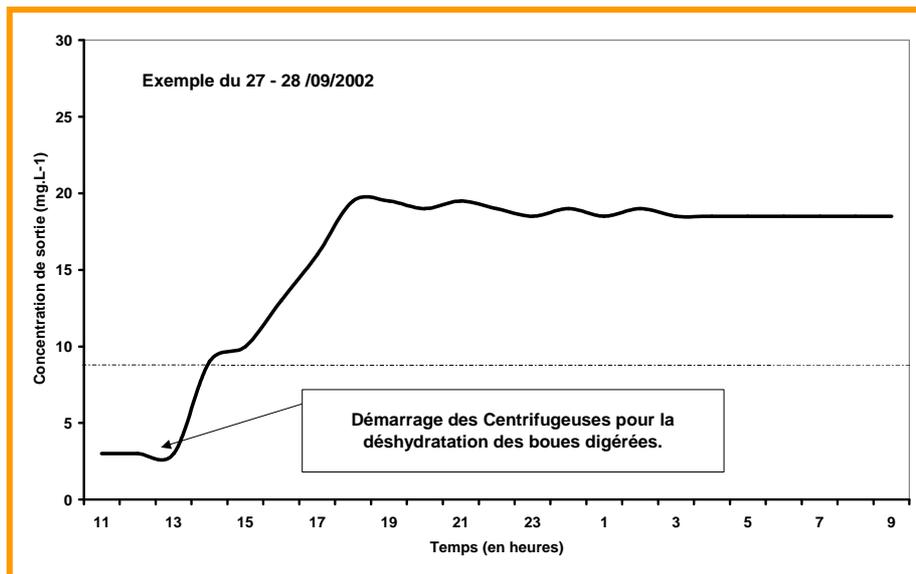


Figure 13 – Evolution de la concentration en N-NH₄ de sortie suite au fonctionnement des centrifugeuses sur le site des Aravis

Afin d'éviter des à-coups de charge, ces retours de la filière boues devront pouvoir être stockés avant leur restitution contrôlée dans le temps, grâce à une capacité de stockage réduite (2 à 3 jours) permettant de restituer cette source azotée en période nocturne. Une capacité de stockage plus longue, de l'ordre de 15 jours (équivalent à la durée de la première pointe de charge hivernale) permettrait d'utiliser les retours stockés pour l'ensemencement préalable à la montée en charge. Cette technique de développement de l'ensemencement par apport d'une source azotée (externe ou interne) n'est envisageable que dans le cas où le filtre est déjà colonisé par une biomasse autotrophe.

Cet apport d'une source azotée déséquilibre automatiquement l'effluent à traiter et peut induire rapidement certains facteurs limitants qui vont ralentir les cinétiques de développement de la biomasse (Carbone minéral, P-PO₄, pH...). Un suivi permanent de ces différents paramètres est donc nécessaire pour éviter un dysfonctionnement du traitement de l'azote.

Ensemencement direct par des bactéries autotrophes

Nos études ont montré qu'un biofiltre nonensemencé en raison d'un arrêt prolongé de la cellule (arrêt total durant 3 mois) avait d'importantes difficultés pour redémarrer la nitrification en raison de la perte quasi totale de sa biomasse autotrophe (résultats obtenus très aléatoires d'un site à l'autre). La mise en route de cellules nonensemencées en période de très faible température nécessite donc un ensemencement préalable par l'ajout de bactéries autotrophes issues du commerce ou par la filtration des eaux de lavage (eaux sales ou eaux boueuses) issues des filtres nitrifiants. Ces deux points n'ont pas pu être testés d'une façon approfondie. Des expérimentations devront être engagées mais elles nécessitent une conception de biofiltre spécifique afin de faciliter l'introduction de bactéries autotrophes (artificielles ou par filtration des eaux sales).

La filtration d'eaux de lavage peut présenter des inconvénients pour certains types de biofiltre (risques de colmatage des crépines). Dans ce cas, les eaux sales peuvent être apportées en l'absence d'alimentation, en surface du filtre et introduites dans le matériau par la mise en route de l'aération durant quelques heures, suivie d'une alimentation à très faible vitesse afin de faciliter la fixation de la biomasse autotrophe. Les eaux ainsi filtrées seront ensuite envoyées vers les cellules déjàensemencées afin d'éviter une dégradation du rejet (boucle interne). Aucune expérimentation sur une longue période n'a permis de mesurer les résultats de cette technique d'ensemencement.

L'ensemencement nécessite un certain nombre d'équipements et de circuits hydrauliques particulier avec :

- une possibilité d'introduction des eaux de lavages avec l'alimentation (à éviter pour les flux ascendants équipés de crépines en raison des risques de colmatage).
- une possibilité d'alimentation à faible vitesse de l'eau à traiter afin d'éviter le risque d'entraînement de la biomasse du commerce introduite puis un circuit spécifique pour l'eau filtrée qui sera renvoyée sur les cellules ditesensemencées pour garantir un bon niveau de rejet.

Equipements de gestion

Le maintien d'un haut niveau de traitement pour des installations confrontées à de fortes variations de charge va occasionner de fortes contraintes d'exploitation dont la priorité sera le maintien et le développement de la biomasse autotrophe tout en respectant la qualité du rejet. Cette biomasse est sensible à un certain nombre de paramètres (O_2 , pH, P- PO_4 , Carbone minéral,...) et l'exploitation pourra être facilitée par la mise en place de certains capteurs dont les plus prioritaires sont :

- une mesure de la température et de la conductivité à l'entrée de la station pour l'estimation des bicarbonates.
- une sonde pH à l'entrée du réacteur biologique nitrifiant, dont la valeur de consigne sera supérieure à 6,8 – 7.
- un analyseur de $N-NH_4^+$ équipé de deux points de prélèvements (entrée et sortie biofiltre).
- une alimentation contrôlée de chaque cellule par pompage spécifique ou jeu de vannes automatiques.

CONCLUSION

Comparée aux autres filières de traitement, la technique Biofiltration est le procédé le plus adapté pour faire face à de très fortes variations de charge et plus particulièrement dans le cas du traitement de l'azote. Cet avantage s'explique surtout par une quantité de biomasse présente importante, par son aspect modulaire (plusieurs cellules en parallèle) qui permet de moduler le nombre de filtres à alimenter en fonction de la charge à traiter, mais aussi par la souplesse de gestion des cellules à alimenter (technique de rotation dite maîtrisée) qui permet de faire face à des facteurs de variation de charges pouvant aller à 6 - 7, sans autre technique d'ensemencement préalable.

En raison d'un taux de croissance de la biomasse de l'ordre de 10% par jour à 8 °C dans le réacteur biologique et d'une montée en charge généralement étalée sur 6 jours, une cellule de biofiltration permet de faire face à une montée en charge d'un facteur 1.8 maximum ($(1,1)^6$). Pour une installation de 5 cellules, lors de la montée en charge, selon le mode de fonctionnement retenu, le facteur de charge est de 9 dans le cas où les 5 cellules sont alimentées en parallèle ($(1,1)^6 \times 5$) ou de 5,6 dans le cas où la rotation est maintenue avec au moins 1 filtre alimenté par jour ($(1,1)^{1,2} \times 5$). Dans les deux cas, il est peu probable que la montée en charge correspond précisément au taux de croissance d'où la difficulté du respect du rejet dans ce cas. Il sera préférable d'adapter le nombre de cellules en fonctionnement à la charge à traiter et l'augmentation de la biomasse se situera entre 5,6 et 9.

Au-delà d'un facteur de 9 un accroissement artificiel de la biomasse doit être envisagé par l'ajout d'une source azotée qui permet de développer avant la montée en charge la biomasse nécessaire à un niveau recherché. La durée d'alimentation avec l'azote externe et sa quantité à ajouter dépendent du mode de fonctionnement des filtres :

- Alimentation d'une cellule à la fois par rotation,
- ou alimentation de l'ensemble de cellules.

Le tableau 16 présente la durée d'alimentation nécessaire en fonction :

- du facteur d'accroissement de la biomasse au cours de la basse saison,
- et du mode de gestion des cellules (rotation ou non).

Facteur d'accroissement de la biomasse par rapport à la basse saison $T^{\circ}=8^{\circ}\text{C}$ soit $\mu_0=0.1$	Nombre de cycles de 24 heures par cellule.	Durée d'alimentation selon la technique retenue pour la gestion des filtres		Variation de charge admissible	
		Alimentation des 5 cellules	Alimentation par rotation (1 filtre par jour et équipée de 5 cellules)	A Noël	Sur l'année
2	7	7 jours	35 jours	11	12,5
4	15	15 jours	75 jours	22	27,5
6	19	19 jours	95 jours	33	41
8	22	22 jours	110 jours	44	55

Tableau 17 – Durée d'alimentation nécessaire

On observe pour une durée beaucoup plus courte lors d'une alimentation simultanée des 5 cellules en basse saison. Ce choix occasionne une consommation d'azote externe plus élevée en raison de la charge nominale haute saison à appliquer.

La biofiltration offre donc des perspectives intéressantes dans le contexte du traitement des variations de charges. Mais, afin de répondre à cette problématique, cette filière occasionne des coûts élevés en investissement pour sa conception et d'importantes contraintes d'exploitation. En effet, la priorité de l'exploitation sera le développement de la biomasse autotrophe à un niveau adéquat pour faire face aux pointes de charges à traiter tout en maintenant la qualité du rejet.

A ce jour et suite à ces travaux, de nombreuses installations devront améliorer leurs performances.

Annexe 6.1 : Tableau d'estimation des besoins d'azote externe pour 5 cellules en rotation.

$\mu_0 = 0,1$ soit 8°C dans le réacteur biologique

La capacité de nitrification et les besoins en alcali sont exprimés par rapport au flux d'azote généré par le site avant la montée en charge. Compte tenu du taux de croissance fixé, la température retenue dans le réacteur biologique est de 8°C soit 6 à 7°C à l'entrée de l'installation.

Taux de croissance = $\mu_0 = 0,1$

Température = 8 °C dans le réacteur biologique

Charge basse Saison = 1

Avec 5 cellules, la capacité de biomasse est d'un facteur = 5

Jours	Nombre de cycle de rotation complet	Nombre de cellules					Capacité totale de la biomasse	Facteur d'augmentation de la charge basse saison	Besoins en Alcali par jour	Besoins cumulés en alcali par rotation
		1	2	3	4	5				
Référence		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	5,00	1,00	0,00	
1	1	1,10	1,00	1,00	1,00	1,00	5,10	1,02	0,10	0,10
2	1	1,10	1,10	1,00	1,00	1,00	5,20	1,04	0,10	0,20
3	1	1,10	1,10	1,10	1,00	1,00	5,30	1,06	0,10	0,30
4	1	1,10	1,10	1,10	1,10	1,00	5,40	1,08	0,10	0,40
5	1	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	5,50	1,10	0,10	0,50
6	2	1,21	1,10	1,10	1,10	1,10	5,61	1,12	0,21	0,71
7	2	1,21	1,21	1,10	1,10	1,10	5,72	1,14	0,21	0,92
8	2	1,21	1,21	1,21	1,10	1,10	5,83	1,17	0,21	1,13
9	2	1,21	1,21	1,21	1,21	1,10	5,94	1,19	0,21	1,34
10	2	1,21	1,21	1,21	1,21	1,21	6,05	1,21	0,21	1,55
11	3	1,33	1,21	1,21	1,21	1,21	6,17	1,23	0,33	1,88
12	3	1,33	1,33	1,21	1,21	1,21	6,29	1,26	0,33	2,21
13	3	1,33	1,33	1,33	1,21	1,21	6,41	1,28	0,33	2,54
14	3	1,33	1,33	1,33	1,33	1,21	6,53	1,31	0,33	2,87
15	3	1,33	1,33	1,33	1,33	1,33	6,66	1,33	0,33	3,21
16	4	1,46	1,33	1,33	1,33	1,33	6,79	1,36	0,46	3,67
17	4	1,46	1,46	1,33	1,33	1,33	6,92	1,38	0,46	4,13
18	4	1,46	1,46	1,46	1,33	1,33	7,05	1,41	0,46	4,60

19	4	1,46	1,46	1,46	1,46	1,33	7,19	1,44	0,46	5,06
20	4	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	7,32	1,46	0,46	5,53
21	5	1,61	1,46	1,46	1,46	1,46	7,47	1,49	0,61	6,14
22	5	1,61	1,61	1,46	1,46	1,46	7,61	1,52	0,61	6,75
23	5	1,61	1,61	1,61	1,46	1,46	7,76	1,55	0,61	7,36
24	5	1,61	1,61	1,61	1,61	1,46	7,91	1,58	0,61	7,97
25	5	1,61	1,61	1,61	1,61	1,61	8,05	1,61	0,61	8,58
26	6	1,77	1,61	1,61	1,61	1,61	8,21	1,64	0,77	9,35
27	6	1,77	1,77	1,61	1,61	1,61	8,37	1,67	0,77	10,12
28	6	1,77	1,77	1,77	1,61	1,61	8,54	1,71	0,77	10,89
29	6	1,77	1,77	1,77	1,77	1,61	8,70	1,74	0,77	11,66
30	6	1,77	1,77	1,77	1,77	1,77	8,86	1,77	0,77	12,44
31	7	1,95	1,77	1,77	1,77	1,77	9,03	1,81	0,95	13,38
32	7	1,95	1,95	1,77	1,77	1,77	9,21	1,84	0,95	14,33
33	7	1,95	1,95	1,95	1,77	1,77	9,39	1,88	0,95	15,28
34	7	1,95	1,95	1,95	1,95	1,77	9,57	1,91	0,95	16,23
35	7	1,95	1,95	1,95	1,95	1,95	9,74	1,95	0,95	17,18
36	8	2,14	1,95	1,95	1,95	1,95	9,94	1,99	1,14	18,32
37	8	2,14	2,14	1,95	1,95	1,95	10,13	2,03	1,14	19,47
38	8	2,14	2,14	2,14	1,95	1,95	10,33	2,07	1,14	20,61
39	8	2,14	2,14	2,14	2,14	1,95	10,52	2,10	1,14	21,75
40	8	2,14	2,14	2,14	2,14	2,14	10,72	2,14	1,14	22,90
41	9	2,36	2,14	2,14	2,14	2,14	10,93	2,19	1,36	24,26
42	9	2,36	2,36	2,14	2,14	2,14	11,15	2,23	1,36	25,61
43	9	2,36	2,36	2,36	2,14	2,14	11,36	2,27	1,36	26,97
44	9	2,36	2,36	2,36	2,36	2,14	11,58	2,32	1,36	28,33
45	9	2,36	2,36	2,36	2,36	2,36	11,79	2,36	1,36	29,69
46	10	2,59	2,36	2,36	2,36	2,36	12,03	2,41	1,59	31,28
47	10	2,59	2,59	2,36	2,36	2,36	12,26	2,45	1,59	32,87
48	10	2,59	2,59	2,59	2,36	2,36	12,50	2,50	1,59	34,47
49	10	2,59	2,59	2,59	2,59	2,36	12,73	2,55	1,59	36,06
50	10	2,59	2,59	2,59	2,59	2,59	12,97	2,59	1,59	37,66

Annexe 6.1 bis : Tableau d'estimation des besoins d'azote externe pour 5 cellules en rotation.

$\mu_0 = 0,12$ soit 10°C dans le réacteur biologique

La capacité de nitrification et les besoins en alcali sont exprimés par rapport au flux d'azote généré par le site avant la montée en charge. Compte tenu du taux de croissance fixé, la température retenue dans le réacteur biologique est de 10°C soit 8 à 9°C à l'entrée de l'installation.

Taux de croissance = $\mu_0 = 0,12$

Température = 10°C dans le réacteur biologique

Charge basse Saison = 1

Avec 5 cellules, la capacité de biomasse est d'un facteur = 5

Jours	Nombre de cycle de rotation complet	Nombre de cellules					Capacité totale de la biomasse	Facteur d'augmentation de la charge basse saison	Besoins en Alcali par jour	Besoins cumulés en alcali par rotation
		1	2	3	4	5				
Référence		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	5,00	1,00	0,00	
1	1	1,12	1,00	1,00	1,00	1,00	5,12	1,02	0,12	0,10
2	1	1,12	1,12	1,00	1,00	1,00	5,24	1,05	0,12	0,22
3	1	1,12	1,12	1,12	1,00	1,00	5,36	1,07	0,12	0,34
4	1	1,12	1,12	1,12	1,12	1,00	5,48	1,10	0,12	0,46
5	1	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	5,60	1,12	0,12	0,58
6	2	1,25	1,12	1,12	1,12	1,12	5,73	1,15	0,25	0,83
7	2	1,25	1,25	1,12	1,12	1,12	5,87	1,17	0,25	1,09
8	2	1,25	1,25	1,25	1,12	1,12	6,00	1,20	0,25	1,34
9	2	1,25	1,25	1,25	1,25	1,12	6,14	1,23	0,25	1,60
10	2	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25	6,27	1,25	0,25	1,85
11	3	1,40	1,25	1,25	1,25	1,25	6,42	1,28	0,40	2,26
12	3	1,40	1,40	1,25	1,25	1,25	6,57	1,31	0,40	2,66
13	3	1,40	1,40	1,40	1,25	1,25	6,72	1,34	0,40	3,07
14	3	1,40	1,40	1,40	1,40	1,25	6,87	1,37	0,40	3,47
15	3	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	7,02	1,40	0,40	3,88
16	4	1,57	1,40	1,40	1,40	1,40	7,19	1,44	0,57	4,45
17	4	1,57	1,57	1,40	1,40	1,40	7,36	1,47	0,57	5,02
18	4	1,57	1,57	1,57	1,40	1,40	7,53	1,51	0,57	5,60

19	4	1,57	1,57	1,57	1,57	1,40	7,70	1,54	0,57	6,17
20	4	1,57	1,57	1,57	1,57	1,57	7,87	1,57	0,57	6,74
21	5	1,76	1,57	1,57	1,57	1,57	8,06	1,61	0,76	7,51
22	5	1,76	1,76	1,57	1,57	1,57	8,25	1,65	0,76	8,27
23	5	1,76	1,76	1,76	1,57	1,57	8,43	1,69	0,76	9,03
24	5	1,76	1,76	1,76	1,76	1,57	8,62	1,72	0,76	9,79
25	5	1,76	1,76	1,76	1,76	1,76	8,81	1,76	0,76	10,56
26	6	1,97	1,76	1,76	1,76	1,76	9,02	1,80	0,97	11,53
27	6	1,97	1,97	1,76	1,76	1,76	9,23	1,85	0,97	12,50
28	6	1,97	1,97	1,97	1,76	1,76	9,45	1,89	0,97	13,48
29	6	1,97	1,97	1,97	1,97	1,76	9,66	1,93	0,97	14,45
30	6	1,97	1,97	1,97	1,97	1,97	9,87	1,97	0,97	15,43
31	7	2,21	1,97	1,97	1,97	1,97	10,11	2,02	1,21	16,64
32	7	2,21	2,21	1,97	1,97	1,97	10,34	2,07	1,21	17,85
33	7	2,21	2,21	2,21	1,97	1,97	10,58	2,12	1,21	19,06
34	7	2,21	2,21	2,21	2,21	1,97	10,82	2,16	1,21	20,27
35	7	2,21	2,21	2,21	2,21	2,21	11,05	2,21	1,21	21,48
36	8	2,48	2,21	2,21	2,21	2,21	11,32	2,26	1,48	22,95
37	8	2,48	2,48	2,21	2,21	2,21	11,58	2,32	1,48	24,43
38	8	2,48	2,48	2,48	2,21	2,21	11,85	2,37	1,48	25,91
39	8	2,48	2,48	2,48	2,48	2,21	12,11	2,42	1,48	27,38
40	8	2,48	2,48	2,48	2,48	2,48	12,38	2,48	1,48	28,86
41	9	2,77	2,48	2,48	2,48	2,48	12,68	2,54	1,77	30,63
42	9	2,77	2,77	2,48	2,48	2,48	12,97	2,59	1,77	32,40
43	9	2,77	2,77	2,77	2,48	2,48	13,27	2,65	1,77	34,18
44	9	2,77	2,77	2,77	2,77	2,48	13,57	2,71	1,77	35,95
45	9	2,77	2,77	2,77	2,77	2,77	13,87	2,77	1,77	37,72
46	10	3,11	2,77	2,77	2,77	2,77	14,20	2,84	2,11	39,83
47	10	3,11	3,11	2,77	2,77	2,77	14,53	2,91	2,11	41,94
48	10	3,11	3,11	3,11	2,77	2,77	14,86	2,97	2,11	44,04
49	10	3,11	3,11	3,11	3,11	2,77	15,20	3,04	2,11	46,15
50	10	3,11	3,11	3,11	3,11	3,11	15,53	3,11	2,11	48,25

Annexe 6.2 : Tableau d'estimation des besoins d'azote externe pour 5 cellules en fonctionnement simultané.

$\mu_0 = 0,10$ soit 8°C dans le réacteur biologique

La capacité de nitrification et les besoins en alcali sont exprimés par rapport au flux d'azote généré par le site avant la montée en charge. Compte tenu du taux de croissance fixé, la température retenue dans le réacteur biologique est de 8°C soit 6 à 7° à l'entrée de l'installation.

Taux de croissance : $\mu_0 = 0,1$

Température = 8°C dans le réacteur biologique

Charge basse Saison = 1

Avec 5 cellules, la capacité de biomasse est d'un facteur = 5

Jours	Nombre de jours de filtration des 5 cellules	Nombre de cellules					Capacité totale de la biomasse	Facteur d'augmentation de la charge basse saison	Besoins en Alcali par jour	Besoins cumulés en alcali par alimentation simultanée
		1	2	3	4	5				
Référence		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	5,00	1,00	0,00	
1	1	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	5,50	5,50	4,50	4,50
2	2	1,21	1,21	1,21	1,21	1,21	6,05	6,05	5,05	9,55
3	3	1,33	1,33	1,33	1,33	1,33	6,66	6,66	5,66	15,21
4	4	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	7,32	7,32	6,32	21,53
5	5	1,61	1,61	1,61	1,61	1,61	8,05	8,05	7,05	28,58
6	6	1,77	1,77	1,77	1,77	1,77	8,86	8,86	7,86	36,44
7	7	1,95	1,95	1,95	1,95	1,95	9,74	9,74	8,74	45,18
8	8	2,14	2,14	2,14	2,14	2,14	10,72	10,72	9,72	54,90
9	9	2,36	2,36	2,36	2,36	2,36	11,79	11,79	10,79	65,69
10	10	2,59	2,59	2,59	2,59	2,59	12,97	12,97	11,97	77,66
11	11	2,85	2,85	2,85	2,85	2,85	14,27	14,27	13,27	90,92

Annexe 6.2 bis : Tableau d'estimation des besoins d'azote externe pour 5 cellules en fonctionnement simultané.
 $\mu_0 = 0,12$ soit 10°C dans le réacteur biologique

La capacité de nitrification et les besoins en alcali sont exprimés par rapport au flux d'azote généré par le site avant la montée en charge. Compte tenu du taux de croissance fixé, la température retenue dans le réacteur biologique est de 10°C soit 8 à 9° à l'entrée de l'installation.

Taux de croissance : $\mu_0 = 0,12$

Température = 10°C dans le réacteur biologique

Charge basse Saison = 1

Avec 5 cellules, la capacité de biomasse est d'un facteur = 5

Jours	Nombre de jours de filtration des 5 cellules	Nombre de cellules					Capacité totale de la biomasse	Facteur d'augmentation de la charge basse saison	Besoins en Alcali par jour	Besoins cumulés en alcali par alimentation simultanée
		1	2	3	4	5				
Référence		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	5,00	1,00	0,00	
1	1	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	5,60	5,60	4,60	4,60
2	2	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25	6,27	6,27	5,27	9,87
3	3	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	7,02	7,02	6,02	15,90
4	4	1,57	1,57	1,57	1,57	1,57	7,87	7,87	6,87	22,76
5	5	1,76	1,76	1,76	1,76	1,76	8,81	8,81	7,81	30,58
6	6	1,97	1,97	1,97	1,97	1,97	9,87	9,87	8,87	39,45
7	7	2,21	2,21	2,21	2,21	2,21	11,05	11,05	10,05	49,50
8	8	2,48	2,48	2,48	2,48	2,48	12,38	12,38	11,38	60,88
9	9	2,77	2,77	2,77	2,77	2,77	13,87	13,87	12,87	73,74
10	10	3,11	3,11	3,11	3,11	3,11	15,53	15,53	14,53	88,27
11	11	3,48	3,48	3,48	3,48	3,48	17,39	17,39	16,39	104,67

Annexe 6.3 : Relation entre le facteur d'augmentation de la population autotrophe et la durée retenue.

Durée en jours	Facteur d'augmentation de la biomasse à différentes températures dans le réacteur		
	T° = 8°C $\mu_0 = 0,1$	T° = 10°C $\mu_0 = 0,12$	T° = 12°C $\mu_0 = 0,15$
0	1,0	1,0	1,0
1	1,1	1,1	1,2
2	1,2	1,3	1,3
3	1,3	1,4	1,5
4	1,5	1,6	1,7
5	1,6	1,8	2,0
6	1,8	2,0	2,3
7	1,9	2,2	2,7
8	2,1	2,5	3,1
9	2,4	2,8	3,5
10	2,6	3,1	4,0
11	2,9	3,5	4,7
12	3,1	3,9	5,4
13	3,5	4,4	6,2
14	3,8	4,9	7,1
15	4,2	5,5	8,1
16	4,6	6,1	9,4
17	5,1	6,9	10,8
18	5,6	7,7	12,4
19	6,1	8,6	14,2
20	6,7	9,6	16,4
21	7,4	10,8	18,8
22	8,1	12,1	21,6
23	9,0	13,6	24,9
24	9,8	15,2	28,6
25	10,8	17,0	32,9
26	11,9	19,0	37,9
27	13,1	21,3	43,5
28	14,4	23,9	50,1
29	15,9	26,7	57,6
30	17,4	30,0	66,2
31	19,2	33,6	76,1
32	21,1	37,6	87,6