

Ministère de l'Agriculture et de la Pêche

FNDAE n° 25

Document technique



Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités

Gaëlle Deronzier, Sylvie Schétrite, Yvan Racault,
Jean-Pierre Canler, Alain Liénard, Alain Héduit, Philippe Duchène



Groupement d'Antony
UR Qualité et fonctionnement hydrologique des systèmes aquatiques
Parc de Tourvoie – BP 44
92163 Antony Cedex
Tél. 01 40 96 61 21

Crédit photographique :

- Couverture, p. 1 et 57 – Chenal annulaire avec décanteur central, *Alain Héduit, Cemagref, 1990.*
- p. 3 – Bassin d'épuration d'une station d'épuration, *Alain Héduit, Cemagref, 1993.*
- p. 5 – Chenal annulaire avec décanteur central, *Alain Héduit, Cemagref, 1993.*
- p. 7 – Rejet de station d'épuration, *Daniel Gauthier, Cemagref, 1995.*
- p. 9 – Bassin d'épuration des eaux usées d'une station d'épuration, *Daniel Gauthier, Cemagref, 1995.*
- p. 19 – Bassin de tête d'une filière lagunage naturel, *Catherine Boutin, Cemagref.*
- p. 31 – Station d'épuration à boues activées, *Alain Héduit, Cemagref, 1993.*
- p. 37 – Capteurs dans un bassin d'épuration, *Éric Cotteux, Cemagref, 1998.*
- p. 51 – Station d'épuration avec bassin d'anoxie en tête, *Éric Cotteux, Cemagref, 1998.*
- p. 55 – Rejet de station d'épuration, *Daniel Gauthier, Cemagref, 1995.*



LES ASPECTS RÉGLEMENTAIRES	7
CHAPITRE I : L'AZOTE : ORIGINE ET MÉCANISMES DE TRAITEMENT	9
L'AZOTE DES EAUX RÉSIDUAIRES	9
LES MÉCANISMES CONTRIBUANT AU TRAITEMENT DE L'AZOTE	11
CHAPITRE II : LE TRAITEMENT DE L'AZOTE PAR LES CULTURES FIXÉES ET LES PROCÉDÉS EXTENSIFS	19
LITS D'INFILTRATION-PERCOLATION SUR SABLE	19
LITS BACTÉRIENS	20
DISQUES BIOLOGIQUES	24
BIOFILTRES	25
LAGUNAGE NATUREL	28
LAGUNAGE AÉRÉ	29

CHAPITRE III : LE TRAITEMENT DE L'AZOTE PAR LES BOUES ACTIVÉES EN TRÈS FAIBLE CHARGE	31
DIMENSIONNEMENT	32
AUTOMATISATION DE L'AÉRATION	37
AUTOMATISATION DE LA RECIRCULATION	49
ACQUISITION COMPLÉMENTAIRE DE DONNÉES	50
CHAPITRE IV : TRAITEMENT DE L'AZOTE PAR LES BOUES ACTIVÉES À TRÈS FAIBLE CHARGE AVEC BASSIN D'ANOXIE EN TÊTE	51
DIMENSIONNEMENT	51
AUTOMATISATION DE L'AÉRATION	53
AUTOMATISATION DE LA RECIRCULATION ET DE LA CIRCULATION DES BOUES	53
CHAPITRE V : CONCLUSION	55
ANNEXES	57
LISTE BIBLIOGRAPHIQUE	77
LISTE DES ABRÉVIATIONS	78



Le présent ouvrage constitue une actualisation du document technique FNDAE n° 10 « Élimination de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités » édité en 1990.

La refonte de ce document est d'abord liée à la nécessité, dorénavant reconnue dans une grande majorité des cas comme primordiale, de la mise en place de traitements poussés de l'azote pour la protection et le respect des objectifs de qualité des milieux récepteurs aquatiques superficiels. Plusieurs textes réglementaires prenant en compte (de manière explicite ou implicite) le traitement de l'azote ont été élaborés au cours de la dernière décennie : il s'agit des textes pris en application de la Directive européenne (91/271/CEE) du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires des agglomérations produisant plus de 120 kg de DBO₅ par jour et de la circulaire n° 97-31 du 17 février 1997 relative au traitement des eaux des agglomérations de taille inférieure.

Cette nouvelle édition du document technique est également justifiée par les progrès réalisés au cours de cette dernière décennie dans la connaissance des procédés de traitement de l'azote des eaux usées. Les rejets d'azote sont susceptibles de dégrader la qualité, donc les usages des eaux superficielles réceptrices. En effet, l'ammoniac (NH₃) est toxique vis-à-vis des poissons et des invertébrés aquatiques : sur une longue période, la concentration maximale sans effet sur la vie piscicole est estimée par le Comité des pêches européen à 0,025 mg/l et par l'Agence de protection de l'environnement américaine à 0,02 mg/l*. De plus, la demande en oxygène liée aux rejets d'azote ammoniacal dans les cours d'eau est élevée : l'oxydation biologique complète de 1 mg d'azote ammoniacal en nitrate requiert plus de 4 mg d'oxygène. La présence d'azote ammoniacal dans la ressource en eau rend également plus difficile et plus onéreuse la production d'eau potable. Enfin, les rejets de nitrates semblent être une cause importante de l'eutrophisation marine, les accords internationaux concernant le nord de l'Europe exigent donc, pour cette raison, une réduction importante des flux azotés rejetés.

Après un bref rappel des données réglementaires, ce document fait un point sur l'origine de l'azote dans les eaux résiduaires urbaines puis sur les mécanismes physiques et biologiques impliqués dans son traitement. La conception et l'efficacité vis-à-vis de l'azote de différentes filières de traitement à cultures fixées et de procédés extensifs sont ensuite abordées. La filière d'épuration par boues activées, filière la plus importante en terme de volume d'eau traité et de nombre d'installations construites en France est présentée de manière détaillée : une attention particulière est donnée à la conception et au dimensionnement des bassins biologiques traitant des eaux unitaires et au système d'aération. Le réglage de l'aération et notamment son asservissement sont l'objet d'une analyse particulière. Enfin, le cas des boues activées comprenant un bassin d'anoxie en tête est examiné.

* la fraction de cette forme d'ammoniac (NH₃) par rapport à la forme ammonium (NH₄⁺) augmente avec le pH et la température

LES ASPECTS RÉGLEMENTAIRES

La politique de l'assainissement en France est principalement régie par la loi sur l'eau de 1992, le décret du 3 juin 1994 et l'arrêté du 22 décembre 1994, transcriptions en droit français de la Directive européenne 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires des collectivités de plus de 2 000 équivalents-habitants (EqH)*, soumises au régime d'autorisation.

Le décret n° 94-469 du 3 juin 1994 impose la définition de « zones sensibles aux pollutions, notamment celles qui sont sujettes à l'eutrophisation et dans lesquelles les rejets de phosphore, d'azote, ou de ces deux substances, doivent, s'ils sont cause de ce déséquilibre, être réduits ». Les cartes de ces zones sont actualisées au moins tous les quatre ans. À l'heure de la rédaction du présent ouvrage, elles sont définies par l'arrêté du 31 août 1999.

Si la réduction des rejets d'azote est nécessaire dans la zone sensible, les rejets de station d'épuration de capacité supérieure à

10 000 équivalents-habitants doivent respecter, outre les contraintes générales relatives aux paramètres DCO, DBO₅ et MES, des valeurs limites en azote. L'azote global (NG) doit respecter en moyenne annuelle les valeurs de concentration ou de rendement présentées dans le tableau 1 (arrêté du 22 décembre 1994).

Il s'agit bien entendu de prescriptions minimales et des contraintes de traitement beaucoup plus sévères (concentration maximale exigée en moyenne journalière par exemple) sont très souvent requises par les arrêtés préfectoraux d'autorisation de rejets, y compris hors zones sensibles, lorsque les usages de l'eau ou/et les objectifs de qualité des cours d'eau concernés l'imposent.

De plus, bien que la réglementation actuelle en matière de traitement de l'azote ne concerne que les stations de capacité supérieure à 10 000 équivalents-habitants, il serait illogique de ne pas limiter également les rejets d'azote (et de phosphore) des agglomérations

Tableau 1. – Concentrations ou rendements à respecter en zones sensibles (moyennes annuelles)

Charge brute reçue (kg de DBO ₅ par jour)	Concentration maxi. en NG (mg /l)	Rendement mini. en NG (%)
600 à 6 000	15	70
> 6 000	10	70

* Un EqH = 60 g de DBO₅.

de taille inférieure (la politique générale de réduction des flux d'azote global laisse des espoirs limités sur les aspects rejets agricoles). En effet, le fondement de la politique nationale d'objectifs de qualité, basée sur la qualité piscicole des eaux réceptrices mettent l'azote (et en particulier l'azote ammoniacal) au premier plan des éléments à éliminer pour toutes les classes 1A, 1B, 1 et 2 à l'exception de l'objectif 3 (tableau 2).

Le caractère contraignant de l'azote ammoniacal a d'ailleurs été implicitement pris en compte dans l'établissement de l'annexe à la circulaire du 17 février 1997 relative aux stations d'épuration relevant du régime de déclaration (de capacité comprise entre 200 et 2 000 équivalents-habitants) (tableau 3). Les niveaux de performance de D1 à D4 correspondent à une efficacité croissante du traitement de l'azote ammoniacal.

Tableau 2. – limites supérieures d'accroissement des concentrations en rivière après mélange rejet-rivière

	Qualité 1A	Qualité 1B	Qualité 1 ou 2
DBO N-NH ₄	0,5 mg/l 0,125 mg/l	1 mg/l 0,25 mg/l	2 mg/l 0,5 mg/l

Tableau 3. – Performances attendues pour les quatre niveaux de traitement

	D1	D2	D3	D4
DBO DCO MES N _k	Rdt ≥ 30 % Rdt ≥ 50 % (Rdt ≤ 10 % *)	≤ 35 mg/l (Rdt ≤ 30 mg/l *)	Rdt ≥ 60 % Rdt ≥ 60 %	≤ 25 mg/l ≤ 125 mg/l (Rdt ≥ 60 % *)

* valeurs implicites



L'AZOTE : ORIGINE ET MÉCANISMES DE TRAITEMENT

L'azote des eaux résiduaires

➤ L'azote présent dans les eaux résiduaires provient principalement des déjections humaines. Les urines contribuent largement à cet apport essentiellement sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque. Par ailleurs, les eaux de cuisine véhiculent des protéines comportant des acides aminés, et certains agents de surface (assouplissant, ...) qui incluent dans leurs molécules des radicaux azotés.

➤ Les formes de l'azote

L'azote des eaux usées est essentiellement constitué d'azote organique ammonifiable ou réfractaire (sous forme soluble et particulaire) et d'azote ammoniacal (figure I.1).

L'azote KJELDAHL (NK), du nom du chimiste qui a mis au point le dosage, représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal.



L'azote organique est dit ammonifiable lorsqu'il peut être transformé par hydrolyse enzymatique en azote ammoniacal (cf. p. 11).

L'azote réfractaire est également appelé azote dur.

L'azote pouvant subir différentes transformations au cours d'un traitement biologique (passage de la forme ammoniacale à la forme nitreuse puis nitrique et retour à la forme gazeuse) et chacun des composés formés au cours de ces différentes étapes ayant un poids moléculaire différent, le suivi de son évolution au cours du traitement ne peut être effectué qu'à partir d'une base commune : le nombre de moles d'azote ou (ce qui revient au même) les masses d'azote mises en jeu.

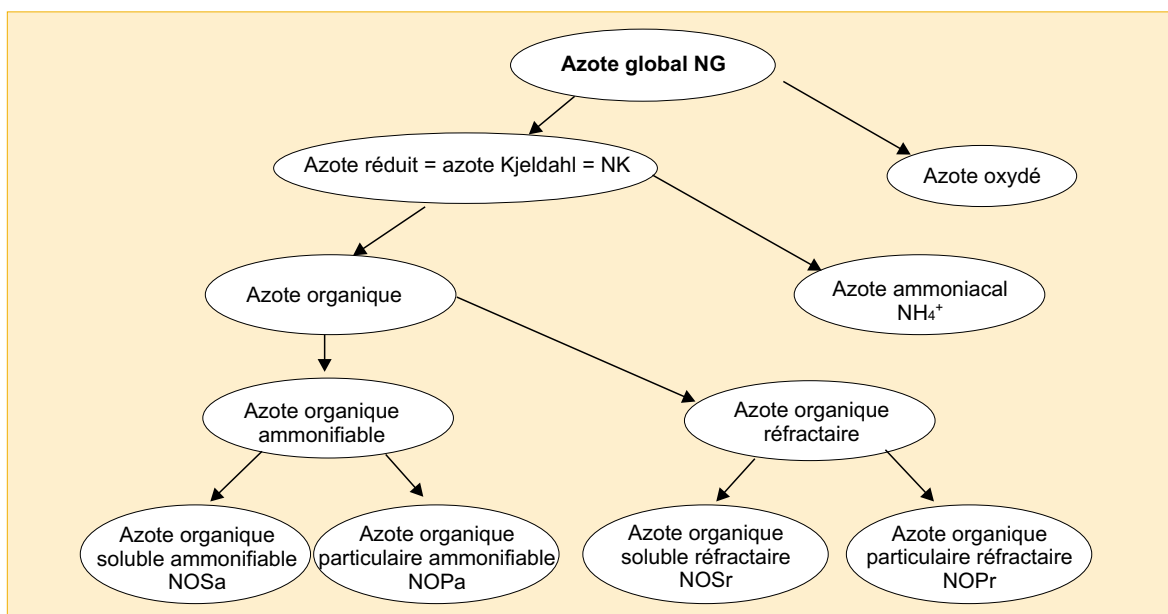
C'est la raison pour laquelle les charges et les concentrations de NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- sont exprimées en unités de N (d'où la formulation N-N...).

1,29 mg NH_4^+
3,29 mg NO_2^-
4,43 mg NO_3^-

sont équivalents à
sont équivalents à
sont équivalents à

1 mg d'azote ammoniacal N- NH_4^+
1 mg d'azote nitreux N- NO_2^-
1 mg d'azote nitrique N- NO_3^-

Figure I.1. – Terminologie des formes de l'azote



L'azote rejeté d'une habitation se trouve rapidement dans le réseau sous ses deux formes réduites (organique et ammoniacale), avec, à l'origine, une légère prédominance de la première. Le transit dans le réseau modifie leurs 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 à dominante de formes oxydées et particulièrement de nitrates, peuvent exceptionnellement être observés lors des épisodes pluvieux en réseaux unitaires, ou lorsque des eaux parasites riches en nitrates s'infiltrent dans le réseau ou encore lorsque des bains de régénération de résines échangeuses d'ions pour l'élimination des nitrates de l'eau potable sont introduits dans le réseau.

➤ Les quantités d'azote rejetées sont estimées, à travers la notion d'équivalent-habitant en azote (EqH_N) entre 12** et 15 g NK/jour selon la taille de l'agglomération. Cette donnée

sert de base au calcul des projets de stations d'épuration. En réalité, l'habitant d'un bourg rural raccordé au réseau rejette en moyenne 8-9 g NK/jour (mesurés à l'entrée des stations d'épuration). Plus précisément l'apport d'un habitant est de 8 g en temps sec, 9 g en intégrant les apports de temps de pluie (données Cemagref).

Le coefficient de sécurité pris au niveau des charges présumées par l'équivalent-habitant en azote se trouve ainsi, lorsque ces charges sont appliquées au dimensionnement d'installations de très petites collectivités, du même ordre que celui dont est affectée la charge carbonée (1,4 à 1,5). Pour les tailles plus importantes, les charges spécifiques augmentent du fait de la présence d'activités industrielles et commerciales dans le périmètre des agglomérations non prises en compte de manière différenciée dans l'évaluation des charges.

Les différentes fractions de l'azote organique d'une eau résiduaire urbaine brute exprimées en pourcentage d'azote global sont présentées dans le tableau I.1.

* L'influence de ce paramètre est relativement faible, les variations de températures des influents dans les réseaux étant le plus souvent limitées.

** Valeur proposée par les agences de l'Eau à la date de rédaction du document.

Tableau I.1. – Ordre de grandeur des fractions de l'azote en entrée de station exprimées par rapport à NK

N organique particulaire réfractaire	N organique soluble réfractaire	N organique soluble ammonifiable	N organique particulaire ammonifiable	N ammoniacal
2 - 3 %	2 %	5 - 15 %	10 - 35 %	50 - 75 %

Les mécanismes contribuant au traitement de l'azote

L'azote peut être séparé des eaux par différents mécanismes : physique (par décantation lorsqu'il est lié aux matières en suspension), physico-chimique (stripping sous forme de gaz ammoniac lorsque le pH est basique, oxydations et réductions chimiques) et biologique (incorporation aux bactéries produites, transformation en nitrates puis en azote gazeux lors des processus de nitrification-dénitrification).

À l'heure actuelle les voies physico-chimiques d'élimination de l'azote des eaux résiduaires urbaines n'ont pas donné lieu, pour des raisons économiques, à des applications industrielles du fait de la nature essentiellement soluble de l'azote de ces eaux et de leur faible concentration.

Dans les stations d'épuration biologique, les rendements liés aux mécanismes physico-chimiques sont très faibles compte-tenu de la composition des eaux résiduaires urbaines et des conditions du milieu. L'essentiel du traitement est lié à des processus physiques (décantation, séquestration) et surtout biologiques (assimilation, nitrification, dénitrification) (figure I.2).

DÉCANTATION

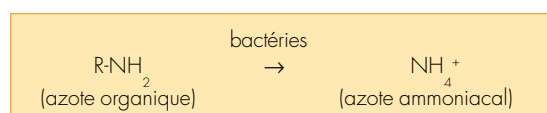
De nombreuses filières d'épuration comportent une décantation primaire. L'extraction des boues qui s'y accumulent permet naturellement de séparer la fraction de l'azote liée aux matières en suspension des eaux brutes retenues par l'ouvrage.

En fonction de la longueur et de la pente du réseau, l'élimination d'azote par décantation primaire est comprise entre 5 et 10 % de l'azote total reçu par temps sec, et plus en temps de pluie, en réseau unitaire, lorsque s'effectue un auto-curage du réseau.

Lorsque les boues primaires séjournent longtemps au contact de l'eau, la libération progressive d'azote ammoniacal produit par la lyse des bactéries réduit le rendement de la décantation des influents bruts : c'est le cas pour les procédés extensifs d'épuration tels le lagunage naturel et le lagunage aéré ou encore pour les filières précédées par une fosse septique ou un décanteur-digesteur, de façon moindre d'ailleurs, pour lesquels on doit considérer que la part de l'élimination d'azote par la décantation primaire qui s'y effectue est négligeable.

AMMONIFICATION

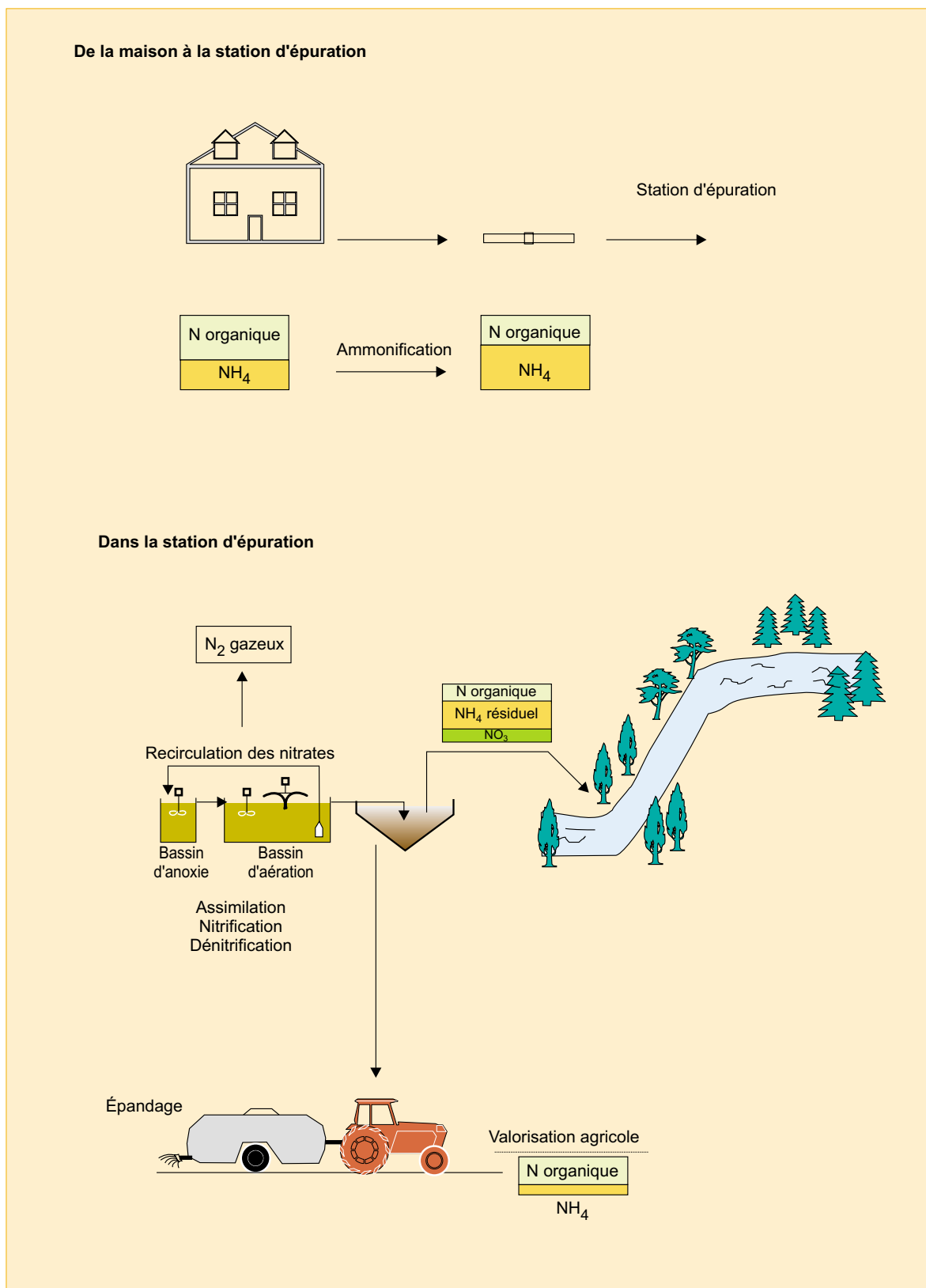
L'azote organique des eaux urbaines est principalement formé d'urée et d'acides aminés. Sous l'action des bactéries et par hydrolyse notamment, l'ammonification se réalise que le milieu soit oxydant (station d'épuration) ou non (collecteur) selon la réaction suivante :



La vitesse de réaction est suffisamment rapide pour qu'un séjour de quelques heures en réseau réduise de moitié les concentrations d'azote organique. Dans la station d'épuration, l'ammonification de la fraction dissoute de l'azote organique et la séquestration* dans

* La séquestration dans le floc augmente le temps de séjour de cette fraction de l'azote plus difficilement attaquable en le portant de quelques heures (temps de séjour de l'eau en station d'épuration) à plusieurs dizaines de jours (âge des boues) ce qui permet une dégradation très poussée de l'azote organique particulaire.

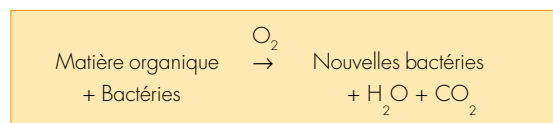
Figure I.2. – Mécanismes d'élimination de l'azote en station d'épuration



le floc de sa fraction particulaire complètent l'abattement d'azote organique. Les concentrations d'azote organique résiduelles en solution dans les eaux épurées sont très basses, de l'ordre de 1 à 2 mg/l au maximum* lorsque la charge appliquée au réacteur biologique est faible. L'azote organique résiduel comprend l'azote inclus dans les matières en suspension (MES) entraînées, les « fines » rejetées avec l'eau épurée, et l'azote organique soluble non ammonifiable ou azote organique soluble « réfractaire » ou encore soluble « dur ». Cette dernière fraction ne s'ammonifiera pas ou s'ammonifiera extrêmement lentement dans le milieu naturel.

ASSIMILATION

La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissous peut être représentée par la réaction suivante :



Ces bactéries (et protozoaires) assurant le traitement de la charge polluante organique ont besoin pour leur métabolisme de nombreux éléments chimiques. L'azote vient au premier rang de ces éléments puisqu'il est un composant important de la cellule bactérienne représentant environ 5 % de sa matière sèche. Les besoins en azote sont de l'ordre de 5 % de la DBO₅ éliminée par la culture bactérienne.

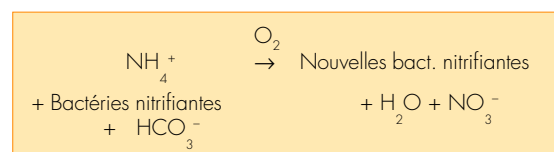
Compte-tenu de l'apport supplémentaire de matières minérales et de la séquestration d'azote organique particulaire, les boues extraites des systèmes d'épuration biologique présentent une teneur en azote de l'ordre de 7 %

des matières en suspension (MES) en moyenne.

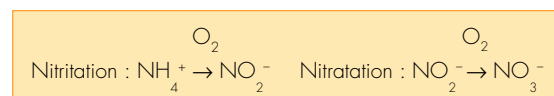
L'assimilation, au sens large (incluant notamment la séquestration de l'azote organique particulaire réfractaire), conduit à une élimination de l'ordre de 25 % de l'azote des eaux brutes urbaines.

NITRIFICATION BIOLOGIQUE

La réaction de nitrification de l'azote ammoniacal par les bactéries autotrophes nitrifiantes en présence d'oxygène dissous peut être représentée par la réaction suivante :



En réalité, cette réaction s'effectue en deux étapes successives : la nitritation et la nitratisation, réalisées par des bactéries différentes selon les schémas ci-après :



Ces schémas sont simplificateurs dans la mesure où de nombreux stades intermédiaires interviennent, les bactéries réalisant l'oxydation en plusieurs étapes. Les formes de l'azote indiquées ici sont en pratique les seules présentes à des concentrations significatives dans les eaux usées.

La nitritation est réalisée par des bactéries nitreuses. Jusqu'ici, *Nitrosomonas*** , en particulier, mais également *Nitrosococcus* et *Nitrospira* étaient considérées comme jouant un rôle prépondérant dans ce processus.

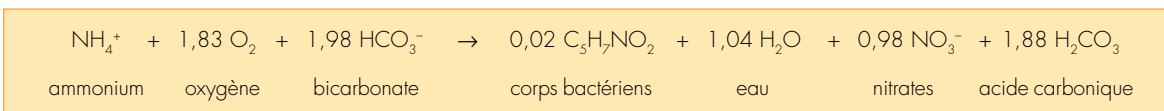
La nitratisation est le fait des bactéries nitriques du genre *Nitrobacter****.

* Sauf dans le cas particulier du lagunage (cf. p.28 à 30).

** Les progrès de la microbiologie sont en train de démontrer que ces affirmations seraient peut-être erronées. Bien d'autres espèces bactériennes autotrophes assureraient la nitritation et la nitratisation et même celles qui étaient le plus souvent mentionnées semblent maintenant rarement majoritaires (cf. *Combined molecular and conventional analyses of nitrifying bacterium diversity in activated sludge*, 1998, S. Juretschko *et al.*, Applied and Environmental microbiology).

*** Dans les systèmes d'épuration par le sol, des voies hétérotrophes de nitrification sont assurées par des bactéries (par exemple, *Arthérobacter*) et des champignons (par exemple, *Aspergillus*).

Ces bactéries, dites autotrophes vis-à-vis du carbone, utilisent le carbone minéral comme seule source de carbone (essentiellement celui des bicarbonates), les formes réduites de l'azote comme source d'énergie. Globalement, la nitrification biologique peut être décrite par la réaction suivante :



Il ressort de ce bilan que la nitrification biologique d'1 kg d'azote ammoniacal :

- > nécessite théoriquement 4,2 kg d'oxygène dont 80 % sont inclus dans les nitrates formés,
- > s'accompagne d'une diminution de l'alcalinité (compensable par 3,9 kg de chaux vive CaO),
- > produit 170 g de bactéries nitrifiantes ce qui est très faible vis-à-vis de la production de boues générées lors de la dégradation de la charge organique carbonée.

Il s'écrit (IAWPCR, 1987) :

Équation I.1

$$\mu_a = \mu_a \text{ max} \left(\frac{\text{NH}_4}{K_{\text{NH}_4} + \text{NH}_4} \right) \left(\frac{\text{O}_2}{K_{\text{O}_2} + \text{O}_2} \right)$$

avec :

- $\mu_a \text{ max}$ = 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 $\mu = \mu_a \text{ max} / 2$ (mg/l)
- O_2 = concentration d'oxygène dissous dans le liquide interstitiel (mg/l),
- K_{O_2} = concentration d'oxygène dissous pour laquelle $\mu = \mu_a \text{ max} / 2$ (mg/l)

Les valeurs par défaut données par l'International Water Association (IWA) sont respectivement de 1 et de 0,5 mg/l pour K_{NH_4} et K_{O_2} ce qui signifie que des concentrations de 2 à 3 mg/l d'oxygène dissous durant les phases d'aération sont largement suffisantes pour maximiser la vitesse de nitrification en boues activées*.

Dans le cas de cultures fixées (lits bactériens, disques biologiques, biofiltres) les concentrations d'oxygène optimales pourraient être supérieures compte tenu du phénomène de diffusion des substrats dans le biofilm.

CONDITIONS DE LA NITRIFICATION

- > Taux de croissance des bactéries nitrifiantes

Le taux de croissance maximum des bactéries nitrifiantes est nettement inférieur à celui des bactéries hétérotrophes qui se développent aux dépens du substrat carboné (tableau I.2).

Les taux de croissance sont influencés par les concentrations en substrats. Le taux de croissance global (μ_a) des bactéries nitrifiantes est régi par les concentrations d'azote ammoniacal et d'oxygène.

Tableau I.2. – Ordre de grandeur des taux de croissance maximum et des temps de duplication de bactéries à 20 °C

	$\mu_a \text{ max}$	Temps de doublement
Bactérie hétérotrophe	2 h ⁻¹	20 mn
Bactéries nitritantes	0,7 j ⁻¹	1 jour
Bactéries nitratantes	1 j ⁻¹	0,7 jour

* En fait, pour des procédés à très faible charge massique, des concentrations d'oxygène dissous de l'ordre de 0,5 mg/l sont suffisantes pour assurer effectivement la nitrification. Les besoins de brassage, les puissances installées, les nécessaires temporisations conduisent à des concentrations un peu plus élevées, à l'idéal entre 1 et 3 mg/l. Lorsque les charges massiques s'accroissent, la nitrification poussée nécessite des concentrations d'oxygène dissous supérieures à 2 mg/l.

➤ Charge à appliquer

La charge à appliquer doit être suffisamment faible pour permettre la croissance et le maintien des bactéries autotrophes dans la culture mixte.

➤ Température et substrats

La nitrification est, comme tout processus biochimique, sous la dépendance de la température et des substrats, et notamment, ici, limitée par NH_4^+ et O_2 pour la nitritation, et par NO_2^- et O_2 pour la nitratisation. La vitesse de réaction la plus lente étant celle de la réaction de nitritation, c'est celle-ci qui régira la cinétique globale de nitrification.

Le taux de croissance des bactéries nitrifiantes en fonction de la température est décrit par l'équation :

Équation I.2

$$\mu_{\text{T}} = \mu_{20} \times \theta^{T-20}$$

avec :

- μ_{T} : taux de croissance des bactéries nitrifiantes à la température T
- μ_{20} : taux de croissance des bactéries nitrifiantes à 20 °C
- θ : coefficient correctif : valeur retenue = 1,06

La masse de bactéries nitrifiantes dans une installation de traitement est directement liée à la quantité de substrat qu'elle reçoit. La vitesse de croissance des populations nitrifiantes s'adapte donc plus ou moins rapidement à la masse d'azote à traiter. Les courbes exprimant les vitesses de nitrification (dans le cas de boues activées) mesurées en fonction de la charge en azote apportée à 10 et 20 °C sont consignées en annexe I. Le taux de croissance des bactéries nitrifiantes peut être sensiblement augmenté lorsque la concentration résiduelle d'azote ammoniacal passe de 1 à 3 ou 4 mg/l (équation I.1).

La vitesse de nitrification peut être exprimée en fonction de la température et de la charge en substrat par une équation du type :

Équation I.3

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

avec :

- A : constante (annexe I),
- $V_{\text{nit T}}$: vitesse de nitrification à la température T (mg N / l .h)
- T : température (°C)
- θ : coefficient correctif : valeur retenue = 1,06
- C_{VN} : charge volumique en NK (g d'azote Kjeldahl apporté/m³ de réacteur.jour)

➤ pH

La vitesse de nitrification n'est pas influencée par le pH dans une gamme comprise entre 7,2 et 8,5. Un pH un peu plus acide (supérieur à 6,5) ou un peu plus basique peut la ralentir, bien que les bactéries puissent s'adapter à ces conditions. En deçà de 6, la nitrification est complètement inhibée ce qui est également le cas pour les pH très basiques.

Une alcalinité très faible de l'eau potable couplée à une introduction importante d'eaux claires parasites est susceptible de conduire à une acidification de la culture bactérienne. Dans ce cas, de la chaux doit être ajoutée en tête de traitement.

➤ Inhibition

Des concentrations élevées en azote ammoniacal* sont inhibitrices de la nitrification et plus particulièrement de la nitratisation, les bactéries assurant l'étape de nitratisation étant les plus sensibles aux variations des conditions du milieu. Ces concentrations élevées en azote ammoniacal n'ont aucune probabilité d'occurrence dans le traitement des effluents domestiques visant aussi l'élimination d'azote. Par contre des à-coups de charge importants peuvent survenir après un incident sur le réseau d'égouts au cours d'un épisode pluvieux ou lorsque la population raccordée varie brutalement (zones touristiques). Si cet à-coup entraîne une concentration faible d'oxygène, on pourra

* Au-dessus de 100-150 mg/l dans le bassin d'aération.

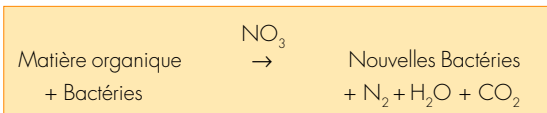
observer une chute du rendement de nitrification accompagnée du rejet temporaire de concentrations élevées de nitrites.

Les toxiques inhibant l'activité des bactéries nitrifiantes, comme d'ailleurs celle de l'ensemble de la microflore épuratrice, seront d'autant plus gênants que d'autres conditions seront défavorables (température basse, pH acide*, ...). Parmi les métaux, les ions Ni^{**}, Cu, Pb et Ag apparaissent comme les plus susceptibles de bloquer la nitrification à très faible concentration sans avoir d'effet notable sur le reste des micro-organismes.

Parmi les composés organiques, de très nombreuses molécules contenant du soufre sont des inhibiteurs spécifiques de la nitrification. Le plus violent est la Thiourée^{***} (inhibiteur à 75 % avec 0,08 mg/l).

DÉNITRIFICATION BIOLOGIQUE

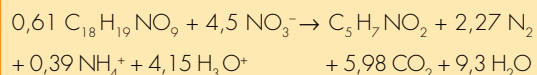
La réaction d'assimilation de matière organique par les bactéries hétérotrophes en l'absence d'oxygène dissous et de présence de nitrates peut être représentée par la réaction suivante:



Cette réaction est dite « de dénitrification » car elle se traduit par la réduction des nitrates en azote moléculaire (N₂), gaz qui retourne à l'atmosphère. Cette transformation est également appelée réduction dissimilative^{****}. La dénitrification est le mécanisme qui permet à un

grand nombre de bactéries hétérotrophes – vis-à-vis du carbone – aérobies facultatifs^{*****} de couvrir leurs besoins énergétiques à partir des nitrates lorsque l'oxygène dissous fait défaut. Ces germes qui ont besoin de carbone organique utilisent préférentiellement l'azote ammoniacal pour couvrir leurs besoins d'azote. De nombreuses bactéries (environ 50 % des espèces présentes en station d'épuration) seraient susceptibles d'effectuer cette « respiration des nitrates ».

La dénitrification biologique peut être décrite par cette autre réaction :



Cette réaction de dégradation de la matière organique, toutes autres conditions égales par ailleurs, est plus lente que celle qui se produirait en présence d'oxygène. Elle est d'autant plus lente que le carbone disponible est moins rapidement biodégradable (étape d'hydrolyse préalable du carbone exogène requise ou production du carbone endogène par lyse des bactéries).

> La dénitrification d'un gramme d'azote nitrique assure une dégradation de substrat carboné équivalente à celle obtenue avec 2,85 g d'oxygène,

> La dénitrification assure une restitution d'alcalinité égale à la moitié de la consommation nécessaire à la nitrification : 1 kg d'azote nitrique dénitrifié est de ce point de vue équivalent à l'addition de 1,95 kg de chaux vive CaO.

* Le pH joue, de plus sur la solubilité des métaux.

** Le nickel à faible concentration est un inhibiteur plus important pour la nitrification que pour la nitritation. Il pourrait être à l'origine d'accumulation de nitrites.

*** De l'allyl thiourée est ajoutée à l'eau de dilution pour la détermination de la DBO d'eau épurée issue de stations nitrifiantes.

**** Par ailleurs existe aussi une réduction assimilative (utilisation de N pour les biosynthèses) transformant les nitrates en ammoniac par l'action de nombreux micro-organismes du milieu naturel ; cette réduction assimilative étant inhibée par NH₄⁺ est très marginale en station d'épuration. Elle est, de fait, incluse dans le mécanisme d'assimilation lorsqu'il y a carence relative en azote réduit.

***** Bactéries assurant leur métabolisme de façon préférentielle en présence d'oxygène mais aussi lorsque l'oxygène est absent (libre mais présent sous forme combinée, par exemple NO₃⁻).

CONDITIONS DE LA DÉNITRIFICATION

➤ Oxygène dissous

La dénitrification ne se produit de manière significative que si la concentration d'oxygène dissous dans le milieu est nulle. Cette absence d'oxygène est nécessaire pour que les bactéries adoptent une voie métabolique plus complexe, lente et énergétiquement plus coûteuse que celle utilisant directement l'oxygène dissous.

➤ Charge

La dénitrification est d'autant plus rapide que la quantité de carbone disponible est importante et que ce carbone est rapidement biodégradable. Le carbone rapidement biodégradable est essentiellement constitué de petites molécules (comme les acides gras volatiles) et peut être estimé en première approximation par la DCO de l'eau usée filtrée. Pour une eau usée donnée, la vitesse de dénitrification est une fonction croissante de la pression de carbone exercée sur la biomasse, donc de la charge appliquée comme l'illustrent les courbes en annexes II et III.

Les processus de nitrification et de dénitrification étant souvent mis en œuvre au sein de la même culture bactérienne, il s'agit donc de trouver un compromis entre la nécessité de travailler à faible charge pour favoriser le processus de nitrification et l'intérêt de maximiser la vitesse de dénitrification en maximisant la charge appliquée.

➤ Température

La température influe peu sur la vitesse de dénitrification lorsque ses variations sont progressives (acclimatation des bactéries) et que le substrat carboné interstitiel rapidement assimilable est peu abondant (annexe II).

En revanche, une variation brutale de température (exposition du soleil, par exemple : voile de boues des décanteurs secondaires, éprouvettes) active de manière très nette la dénitrification et l'on constate alors des remontées de boues entraînées par de petites bulles d'azote gazeux*.

De même, lorsque le substrat rapidement assimilable est abondant (bassins d'anoxie en tête de station d'épuration ou dénitrification tertiaire avec ajout de carbone rapidement assimilable), la vitesse de dénitrification peut être exprimée en fonction de la température et de la charge en substrat par l'équation :

Équation I.4

$$V_{\text{dénit } T} = B \times \theta^{T-20} \times C_v$$

avec	:	
B	:	constante (annexes II et III)
$V_{\text{dénit } T}$:	vitesse de dénitrification à la température T (mg N / l .h)
T	:	température (°C)
q	:	coefficient correctif : valeur retenue = 1,05 pour un bassin d'anoxie en tête
C_v	:	charge volumique en DCO (g DCO apporté/m ³ de réacteur.jour)

➤ pH

Les pH optimaux se situent entre 6,5 et 7,5 et ne constituent donc pas un facteur particulièrement limitant dans la plupart des cas de stations d'épuration. En milieu faiblement tamponné, des pH acides pourraient conduire à des réductions incomplètes des nitrates aboutissant à des oxydes nitriques et nitreux. Encore convient-il de souligner que la dénitrification ne peut être que postérieure à la nitrification et qu'il convient d'abord de maintenir le pH à des valeurs proches de la neutralité pour assurer la nitrification.

* En cas de réchauffement de forte amplitude, d'autres gaz (CO₂, ...) peuvent être libérés suite à la modification de la solubilité des gaz.

UTILISATION PAR LES VÉGÉTAUX

L'azote, fertilisant bien connu, est utilisé par les végétaux dans les stations d'épuration qui en comportent (lagunage naturel, lits à macrophytes, ...).

Pour les végétaux supérieurs (en excluant le cas des jacinthes d'eau en climat chaud) et à la condition impérative qu'ils soient extraits du milieu, l'exportation d'azote ne représente jamais plus de 15 % de l'azote amené par les eaux résiduaires. La présence de ces hydrophytes n'apporte donc qu'une faible contribution à l'élimination d'azote des eaux usées.

Les algues microscopiques qui se développent en lagunage naturel utilisent par contre une fraction importante de l'azote apporté (azote nitrifié, voire azote ammoniacal). Toutefois, cet azote entrant dans la composition des cellu-

les algales n'est pas soutiré du système. Les algues meurent et rejoignent en grande proportion les dépôts en fond de bassin (le reste des algues microscopiques est entraîné avec l'effluent épuré). Sous l'action des bactéries anaérobies de ces dépôts une ammonification a lieu, relarguant au milieu naturel la plus grande partie de l'azote des algues.

Les mécanismes d'élimination principaux de l'azote en lagunage naturel restent donc la nitrification et la dénitrification biologiques, même si les pH élevés atteints du fait de la photosynthèse intense conduisent à un certain stripping de l'azote ammoniacal.

Ces pH élevés expliquent aussi des concentrations résiduelles en azote nitrique plus importantes que dans les stations d'épuration classiques, comme nous le verrons plus loin.



Le chapitre présente sous forme de fiches le dimensionnement et les performances d'élimination de l'azote par divers procédés autres que boues activées.

Lits d'infiltration-percolation sur sable

DESCRIPTION DE LA FILIÈRE

Après décantation primaire, la matière organique des eaux usées est dégradée par une biomasse épuratoire fixée sur les grains de sable et localisée principalement dans les trente premiers centimètres du massif filtrant.

Afin de préserver un équilibre fragile entre l'efficacité de traitement, le maintien d'une conductivité hydraulique suffisante au regard de la finesse du matériau et les risques d'engorgement biologique, des périodes de non alimentation doivent être ménagées.



Pour ce faire, une station est normalement constituée de trois massifs filtrants en parallèle dont un seul est alimenté pendant trois ou quatre jours alors que les deux autres sont au repos pour une semaine.

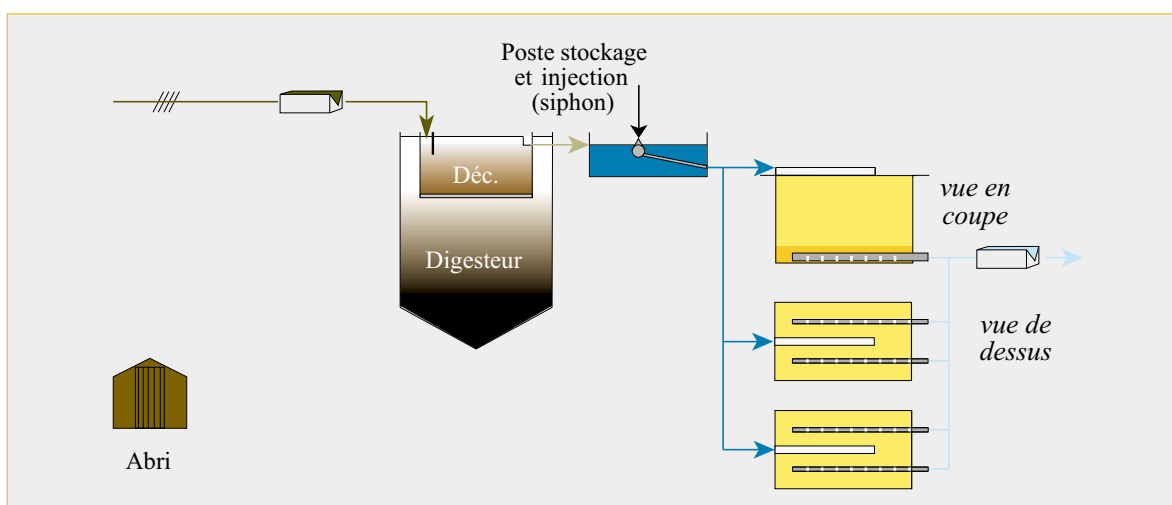
L'oxydation des composés azotés se déroule sous deux formes :

- nitrification directe de l'azote ammoniacal au cours de la migration dans le massif tant que l'aération le permet localement ;
- nitrification décalée de l'azote réduit préalablement absorbé sur le biofilm qui s'opère progressivement pendant la phase de repos.

Elle se traduit par un important lessivage de nitrates avec l'eau des premières bâchées dont la concentration peut largement excéder la teneur moyenne des eaux usées en azote réduit.

En fin de phase d'alimentation, une dénitrification conjointe peut se produire simultanément dans des zones du massif filtrant devenues anoxiques, sans qu'il soit cependant aisé de la quantifier.

Figure II.1. – Schéma de la filière lits d'infiltration-percolation sur sable



D'une manière générale, l'établissement d'un bilan massique entrée – sortie des formes azotées est très difficile voire impossible en raison de l'évolution des mécanismes décrits ci-avant au cours d'un cycle complet de fonctionnement, incluant une phase d'alimentation et de repos, normalement d'une durée double.

CONDITIONS DE DIMENSIONNEMENT ET DE CONCEPTION PARTICULIÈRES

Le dimensionnement est celui préconisé pour l'élimination du carbone. Il est détaillé dans le document FNDAE n° 22 (1997). La description des sables a cependant été précisée à la faveur d'études récentes : $0,25 < d_{10} < 0,40$ mm, $3 < CU$ (coefficient d'uniformité [d_{60}/d_{10}]) < 6 . La teneur maximale en fines [$< 0,08$ mm] ne doit pas excéder 3 % en masse.

CONTRAINTES DE FONCTIONNEMENT

La contrainte majeure garantissant le bon fonctionnement d'une station par lits d'infiltration-percolation est l'alternance des phases d'alimentation et de repos qui doit normalement s'opérer deux fois par semaine. Il est essentiel, en effet, pour que le processus de nitrification ait lieu, que le massif soit correctement oxygéné et par conséquent ressuyé pendant la période de repos.

PERFORMANCES ET RENDEMENTS D'ÉLIMINATION

Pour une station correctement conçue et gérée, les concentrations résiduelles en azote Kjeldahl sont en moyenne de l'ordre de 10 mg/l et n'excèdent pas 20 mg/l ce qui correspond à des rendements de nitrification de plus de 70 %.

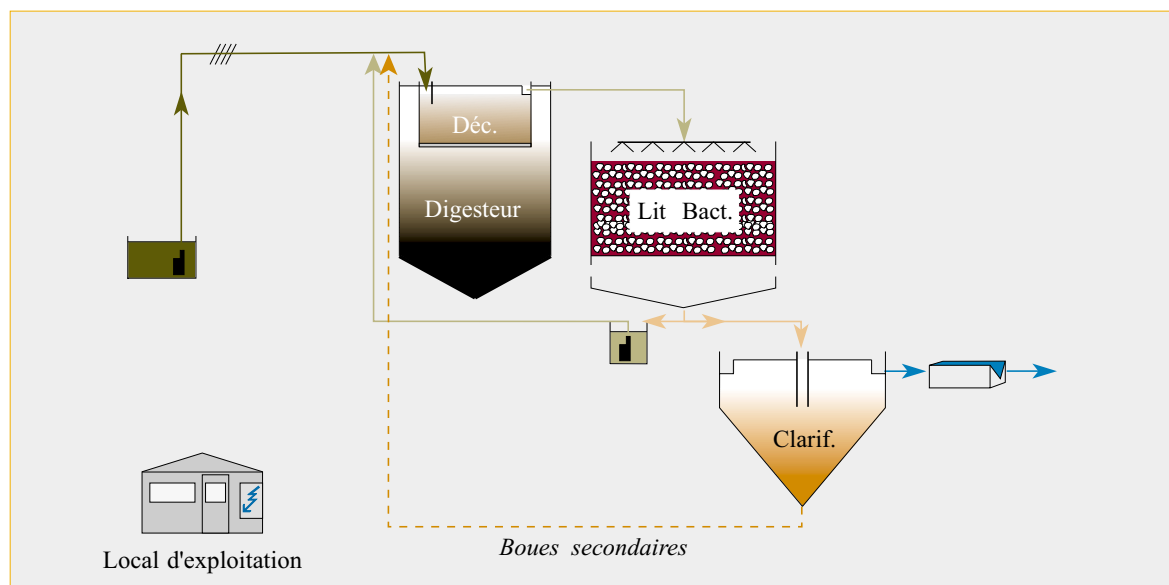
L'essentiel des processus épuratoires et contraintes de fonctionnement décrits ici s'applique à toutes les filières de traitement pouvant être qualifiées de « cultures fixées sur supports fins » (infiltration-percolation sur sable, filtres plantés de roseaux [surtout le 2^e étage en ce qui concerne la nitrification], filtres enterrés, épandages souterrain et superficiel).

Lits bactériens

DESCRIPTION DE LA FILIÈRE

Le carbone et l'azote des eaux usées admises sur un lit bactérien sont dégradés par ruissellement sur un matériau inerte, traditionnel ou « plastique », colonisé par un biofilm. Ce biofilm est composé d'une pellicule superficielle aérobie de faible épaisseur (100 à 200 μ),

Figure II.2. – Schéma de la filière lits bactériens



riche en bactéries, mycélium de champignons, MES provenant de l'influent et d'une pellicule plus profonde anaérobie qui tend à s'épaissir.

L'élimination de l'azote s'effectue essentiellement via les processus d'assimilation par les bactéries et la nitrification. Le transport de l'azote ammoniacal et de l'oxygène vers le biofilm se fait par des processus de diffusion.

C'est surtout le transport de l'oxygène depuis le film liquide vers le biofilm qui limite la cinétique de nitrification. La disponibilité du substrat (NH_4^+) peut également intervenir, mais dans ce cas, uniquement dans la partie basse du lit, là où la concentration en NH_4^+ peut être faible (en absence de recirculation).

FILIÈRE TYPE

La filière type comprend à l'amont du lit bactérien un décanteur-digesteur de type « fosse Imhoff » et à l'aval un clarificateur.

VARIANTES

➤ Une première variante de la filière type consiste à ajouter un petit bassin de contact aéré à l'aval immédiat du lit bactérien, dimensionné pour obtenir un temps de passage de 1 heure

qui a pour fonction d'améliorer la qualité de l'effluent en éliminant les bactéries libres et les fines. Il n'intervient pas dans la nitrification.

➤ Un système à cultures fixées sur support fin peut également être ajouté à l'aval du lit bactérien avec le même objectif que les lits d'infiltration sur sable présentés précédemment.

CONDITIONS DE DIMENSIONNEMENT ET PERFORMANCES D'ÉLIMINATION

L'influence des paramètres importants pour la nitrification en lits bactériens reste mal quantifiée, du fait du manque de données en grandeur réelle. C'est pourquoi les bases de dimensionnement qui sont proposées dans la suite sont prudentes.

Le dimensionnement est fonction de l'objectif de traitement recherché ; le lit bactérien est destiné soit au traitement concomitant du carbone et de l'azote, soit au traitement tertiaire.

NITRIFICATION AVEC ÉLIMINATION SIMULTANÉE DE LA DBO

La cinétique de l'élimination conjointe de la DBO et de l'azote est complexe. L'abattement du carbone et la nitrification s'effectuent pour

l'essentiel dans des zones distinctes du lit. L'élimination de la DBO est réalisée par les bactéries hétérotrophes dans la partie supérieure du lit, alors que la nitrification est réalisée par les bactéries autotrophes plus nombreuses en partie basse.

La vitesse de nitrification dans les lits bactériens éliminant la DBO dépend de nombreux facteurs. On peut notamment citer les caractéristiques de l'influent, les facteurs hydrauliques, la ventilation, le type de garnissage.

CONDITIONS DE DIMENSIONNEMENT ET PERFORMANCES D'ÉLIMINATION

La nitrification ne peut se produire conjointement avec l'élimination de la DBO que si la DBO de l'effluent traité atteint un niveau assez bas pour permettre la croissance de micro-organismes autotrophes. Cela ne peut avoir lieu qu'avec des charges en DBO faibles.

Le dimensionnement doit s'effectuer sur la base de charges volumiques en DBO, en fonction de l'objectif de rejet à atteindre. Un dimensionnement en charge surfacique paraît peu fiable dans le cas de l'élimination combinée du carbone et de l'azote. Le tableau suivant donne les recommandations issues de l'étude européenne sur la nitrification en lit bactérien (Racault Y., 1994). Des valeurs sont aussi données pour la charge volumique maximale en

azote Kjeldahl, mais c'est bien la charge en DBO qui est limitante. Les valeurs proposées pour le garnissage traditionnel proviennent essentiellement d'observations réalisées sur des lits anglais en grandeur réelle et sur pilote, les valeurs pour garnissage plastique provenant uniquement d'études pilotes. Les valeurs pour le garnissage plastique sont valables pour une température minimale de l'influent de 12 °C.

En pratique et sur garnissage plastique, il est préférable de choisir une charge hydraulique supérieure à 2,5 m/h, pour assurer un mouillage correct du matériau et faciliter le transfert d'oxygène.

RÈGLES DE CONCEPTION PARTICULIÈRES

À volume de matériau égal, la solution à deux étages est plus favorable que celle à un seul étage mais nécessite le plus souvent la présence d'un décanteur intermédiaire pour que l'amélioration soit déterminante. Il est possible d'avancer comme explication l'augmentation de la charge hydraulique (résultant d'une diminution de la surface horizontale des lits), qui améliore le mouillage du matériau et le transfert d'oxygène sans avoir à diluer l'influent. Avec garnissage plastique, le même résultat peut être obtenu en réalisant un lit de grande hauteur.

Tableau II.1. – Recommandations de charge pour la nitrification avec élimination de la DBO

nitrification N-NH ₄ de l'effluent traité mg/l	matériau cailloux		matériau plastique	
	partielle 10	totale 2	partielle 10	totale 2
charge DBO ₅ max. kg/m ³ .j	0,20	0,07	0,30	0,15
charge NK max. kg/m ³ .j	0,006	0,02	0,08	0,04
charge hydraulique min. m/h	0,15	0,06	0,45	0,45
surface spécifique m ² /m ³	100	150	150	150

NITRIFICATION TERTIAIRE

Dans ce cas, le lit bactérien est alimenté par des effluents préalablement épurés par un procédé d'élimination de la matière organique carbonée et est normalement capable d'aboutir à la nitrification totale de l'effluent. La biomasse, principalement constituée de bactéries autotrophes, est peu épaisse et le dimensionnement peut dans ce cas s'effectuer en référence à la surface développée du matériau.

CHARGE EN DBO ET MES

En nitrification tertiaire, la charge en DBO est faible. En pratique, il faut que la DBO de l'influent admis sur le lit soit inférieure à la concentration en N-NH_4^+ .

La présence de matières en suspension diminuant l'efficacité du traitement, un décanteur intermédiaire en amont du lit de nitrification sera nécessaire (par exemple si le premier étage est un lit bactérien). D'importantes baisses de la vitesse de nitrification ont, en effet, été observées lors de défaillances du décanteur intermédiaire.

CHARGE EN AZOTE

La charge d'azote admissible sur le lit dépend de l'objectif fixé. La recherche d'une nitrifica-

tion poussée avec une faible concentration résiduelle en NH_4^+ conduit à limiter la charge admise (inférieure à 1,2 g-N/m².j sur matériau traditionnel).

La recherche d'un flux d'azote éliminé important sans contrainte sur la valeur résiduelle en NH_4^+ permet d'admettre des charges plus élevées (entre 1,2 et 2,5 g-N/m².j).

CHARGE HYDRAULIQUE

Pour assurer à la fois un mouillage correct du matériau et une bonne capacité de transfert d'oxygène, il semble prudent de ne pas avoir une charge hydraulique inférieure à 2,5 m/h. De plus, si le matériau présente une surface spécifique importante (> 150 m²/m³), un minimum de 3 m/h serait souhaitable.

RÈGLES DE CONCEPTION PARTICULIÈRES

On peut recommander de réaliser des lits nitrifiants ayant la plus grande hauteur possible, de manière à obtenir une charge hydraulique maximale avec un recyclage minimal. Le même effet peut être obtenu, à volume de matériau égal, en plaçant plusieurs lits en série. Dans ce cas, il est recommandé de mettre en place un décanteur intermédiaire à faible temps de séjour entre chaque lit.

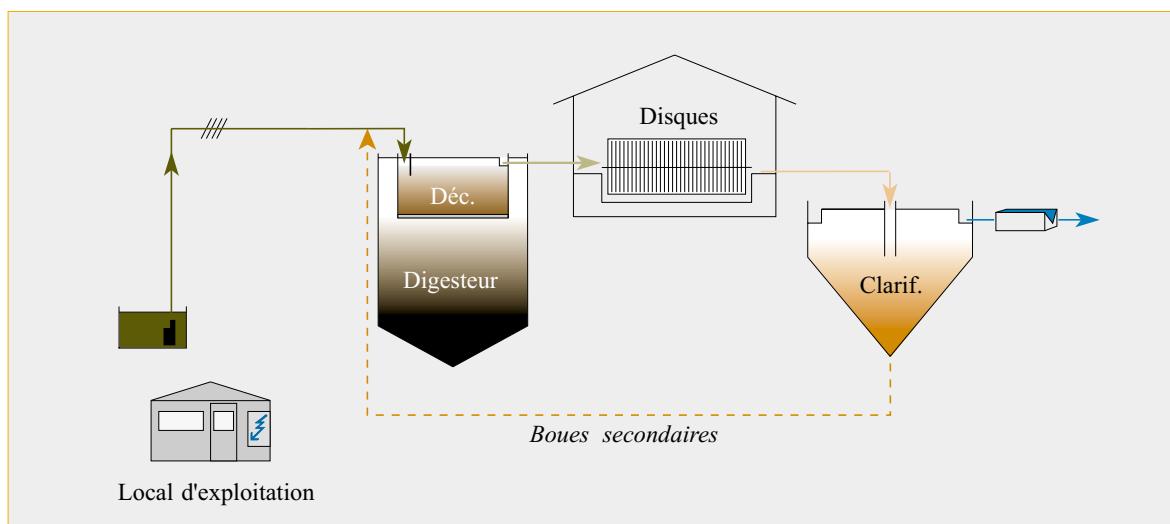
Tableau II.2. – Valeurs guides pour la nitrification dans le 2^e étage d'installations à 2 étages

	matériau cailloux	matériau plastique
Niveau de rejet en N-NH_4^+ , mg-N/l	2	2
Charge maximale en DBO_5 , kg/m ³ .j	0,20	0,25
Charge maximale* en N g/m ² .j	1,2	1,5
Charge hydraulique minimale, m/h	1 - 2	3,0
Surface spécifique*, m ² /m ³	90 - 140	200

* La surface prise en compte est la valeur théorique faute de connaître la surface réellement utilisée.

Disques biologiques

Figure II.3. – Schéma de la filière disques biologiques



24

DESCRIPTION DE LA FILIÈRE

Les disques biologiques sont constitués de supports synthétiques montés sur un axe horizontal passant alternativement et lentement dans l'air puis dans un bassin (auge) contenant l'eau à épurer. Lors du passage dans l'eau, la biomasse fixée sur les supports assimile et dégrade la matière organique. Le biofilm (encore appelé « zoogée » ou « gazon biologique ») est soumis à la fois à un accroissement et à un cisaillement par l'eau lors de la rotation ce qui contribue au maintien d'un certain équilibre. L'espacement des disques en matériaux synthétiques autorise une aération par ventilation naturelle.

Pour éviter une accumulation de matières en suspension au fond des auges, les eaux usées brutes sont préalablement décantées, généralement dans un décanteur-digesteur de type fosse Imhoff. À l'aval des disques, un clarificateur ou un filtre assure la séparation gravitaire de la zoogée qui se détache régulièrement des disques et de l'eau interstitielle épurée.

L'élimination de l'azote se fait essentiellement par assimilation et, si les conditions de charge surfacique le permettent, par nitrification.

La dénitrification peut être considérée comme négligeable dans une filière standard. Elle ne concerne en effet, qu'une faible part des flux d'azote qui seront renvoyés dans le traitement primaire à la faveur de l'extraction des boues secondaires.

Au sein même du biofilm, les zones dénitrifiantes sont localisées dans les couches profondes anaérobies de la zoogée et alimentées par des transferts de solutés depuis les couches superficielles aérobies.

CONDITIONS DE DIMENSIONNEMENT ET DE CONCEPTION PARTICULIÈRES

Le dimensionnement ci-après est spécifique de l'élimination du carbone mais l'obtention d'un rejet de DBO_5 inférieur à 25 mg/l s'accompagne nécessairement d'une nitrification partielle notamment estivale. Les charges mentionnées s'appliquent à l'eau sortant du décanteur primaire, en absence de septicité prononcée

(absence d'odeurs et potentiel d'oxydo-réduction, exprimé par rapport à Ag/AgCl, positif) et à une température supérieure ou égale à 10 °C.

Par ailleurs, l'ATV (*Abwasser Technische Vereinigung e.V.* – association regroupant des techniciens de l'assainissement) en Allemagne recommande en vue d'une nitrification poussée une charge de 4 g de $\text{DBO}_5 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{j}^{-1}$ pour au moins trois axes en série et 5 g de $\text{DBO}_5 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{j}^{-1}$ pour au moins quatre axes en série.

PERFORMANCES ET RENDEMENTS D'ÉLIMINATION

Avec les charges recommandées pour l'abattement du carbone, la nitrification peut se traduire selon la température par des abattements pouvant varier dans une fourchette de 30 à 60 % sur l'azote Kjeldahl, de 30 à 50 % sur l'azote global. Des rendements supérieurs à 60 % sur l'azote Kjeldahl pourraient être attendus avec le dimensionnement ATV.

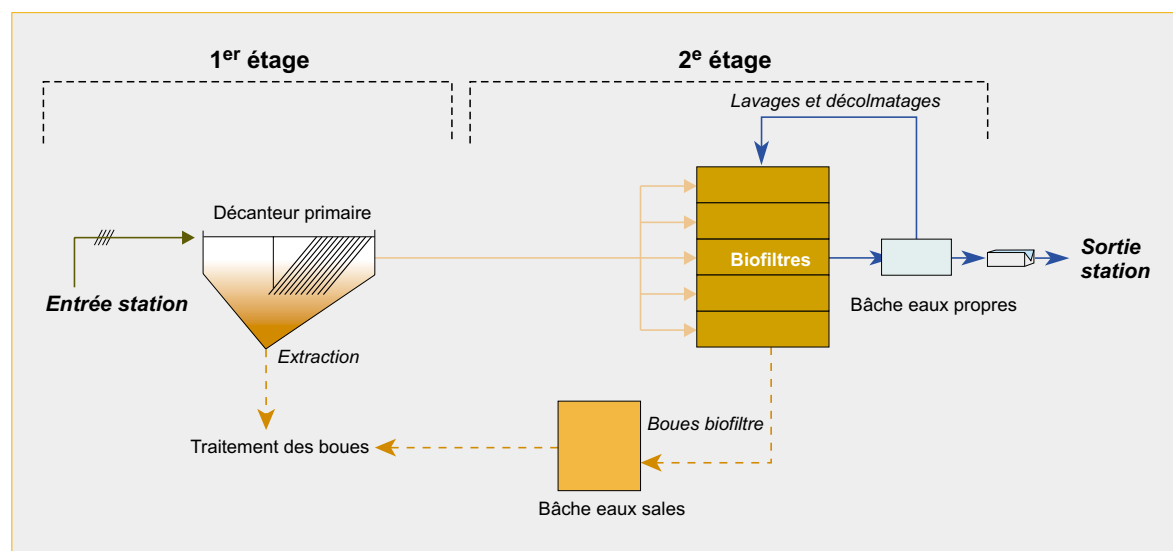
Tableau II.3. – Critère de dimensionnement des biodisques

Flux de pollution traité	Niveau de traitement	Charge surfacique (en g)
< 120 kg de $\text{DBO}_5 \cdot \text{j}^{-1}$	35 mg.l ⁻¹	≤ 9 g de $\text{DBO}_5 \cdot \text{m}^2$ (de surface développée) .j ⁻¹
> 120 kg de $\text{DBO}_5 \cdot \text{j}^{-1}$	25 mg.l ⁻¹	≤ 7 g de $\text{DBO}_5 \cdot \text{m}^2$ (de surface développée) .j ⁻¹

Biofiltres

25

Figure II.4. – Schéma de la filière biofiltres



Les biofiltres constituent une technologie dont les avantages (compacité, facilité d'intégration au site, aspect modulaire, absence de clarificateur secondaire) sont bien connus.

Son créneau d'application, après le traitement du carbone, s'est élargi au traitement de l'azote pour lequel elle paraît mieux adaptée.

DESCRIPTION DE LA FILIÈRE

Les biofiltres combinent des processus physique et biologique par l'utilisation d'un matériau filtrant millimétrique immergé, aéré ou non selon le traitement recherché et sur lequel se fixent les populations bactériennes qui vont participer à la dégradation de la charge polluante apportée par l'influent. Sous l'effet du développement de la biomasse et de l'accumulation des MES, le biofiltre se colmate et nécessite un lavage périodique (le plus souvent quotidien).

FILIÈRES TYPES DE LA BIOFILTRATION

Selon les performances recherchées vis-à-vis du traitement de l'azote, différentes possibilités d'insertion des biofiltres sont possibles.

Le processus de nitrification peut s'intégrer au traitement secondaire (un seul étage de biofiltres traitant simultanément la pollution carbonée et azotée) ou être spécifique d'un traitement tertiaire après un premier étage traitant le carbone (par exemple boue activée moyenne ou forte charge ...).

La dénitrification peut être soit partielle (pré-dénitrification) soit complète (post-dénitrification). La dénitrification partielle nécessite une circulation des eaux nitrifiées soit sur un étage

spécifique non aéré placé à l'amont, soit sur le même étage décomposé en deux zones distinctes : l'une aérée et l'autre en anoxie. La dénitrification complète nécessite un étage spécifique non aéré placé en fin de filière avec l'apport d'une source de carbone. Dans ce dernier cas, un étage de pré-dénitrification peut également assurer une dénitrification partielle pour limiter les apports en substrat carboné en fin de traitement.

PRINCIPALES BASES DE DIMENSIONNEMENT ET CONCEPTION PARTICULIÈRES

Compte-tenu de la variabilité des eaux usées reçues (fraction de substrat assimilable, MES, dilution...), les valeurs annoncées dans le tableau II.4 sont des ordres de grandeur retenus lors du dimensionnement des installations pour des températures de 12 °C.

PRINCIPAUX COMMENTAIRES

➤ Le taux de circulation en prédénitrification
Le bon compromis entre le taux de circulation des nitrates et le rendement d'élimination escompté fixe une valeur à appliquer de l'ordre de 250 à 300 % du débit d'entrée donc des rendements maximaux de dénitrification de 71 à 75 %.

Tableau II.4. – Valeurs de dimensionnement d'un biofiltre

	Charge hydraulique	Charge organique
Nitrification	en m/h	kg de N-NH_4^+ appliqué/m ³ de matériau aéré.j
Secondaire	2 à 5	0,7
Tertiaire	5 à 10	1,2
Dénitrification	en m/h	kg N-NO_3^- appliqué/m ³ de matériau non-aéré.j
Pré-dénitrification	3 à 8 (recirculation des nitrates incluse)	0,7
Post-dénitrification	10 à 20	1,5 à 2,5 (en fonction de la source carbonée)
Nitrification Dénitrification sur filtre unique	2 à 5 (avec recirculation des Nox)	0,7

➤ Le substrat carboné

La dénitrification est essentiellement dépendante de la fraction carbonée facilement assimilable, approchée par la DCO soluble (DCOs). En pré-dénitrification, et sans autre facteur limitant, un ratio DCOs/N-NO₃⁻ de l'ordre de 7 permet une dénitrification totale des flux de nitrates ramenés sur l'étage. En post-dénitrification, le ratio DCOs/N-NO₃⁻ dépend du substrat carboné. Pour le méthanol, il est d'environ 4,5.

➤ L'aération

Les apports d'oxygène doivent être suffisants pour nitrifier les composés azotés. Ils sont fonction du rendement d'oxygénation de l'installation, de la quantité de DCOs restant à oxyder et de la quantité d'azote à nitrifier.

Les quantités moyennes à injecter sont :

- pour la nitrification secondaire de l'ordre de 250 Nm³ d'air/kg de N-NH₄⁺ à traiter,

- pour la nitrification tertiaire de l'ordre de 100 à 150 Nm³ d'air/kg de N-NH₄⁺ à traiter.

Les éléments de mesures ont été validés sans que les autres paramètres influençant le traitement de l'azote : le pH, le TAC et la température soient limitants.

PERFORMANCES ET RENDEMENT D'ÉLIMINATION

La qualité des eaux rejetées est fonction du traitement demandé.

Sur la base d'un influent normalement concentré (NK entrée station : 70 mg/l), les concentrations escomptées en sortie d'installation, en mg/l, peuvent être les suivantes.

Sont distinguées, dans le tableau II.5, les performances moyennes et les performances les plus poussées.

Tableau II.5. – Concentrations résiduelles d'azote en sortie d'installation

Concentration de l'effluent traité (mg/l)	Type de traitement						
	Nitrification				Nitrification – Dénitrification		
	Secondaire		Tertiaire		Pré-dénitrification (avec un taux de circulation de 300 %)		Post-dénitrification
	En moyenne	Poussée	En moyenne	Poussée	En moyenne	Poussée	Poussée
N-NH ₄ ⁺	< 10	< 7 à 8	< 5	2	6	2	2
NK	< 12	< 10	< 7 à 8	< 5	7 à 10	5	5
NG	< 55	< 55	< 55	< 55	15 à 20	15	10

Les rendements escomptés sur l'étage biofiltration et sans traitement biologique préalable, sur la base des charges de dimensionnement et d'un influent normalement concentré sont (tableau II.6) :

Tableau II.6. – Rendement d'élimination d'azote sur l'étage biofiltration

Rendements attendus (en %)	Type de traitement			
	Nitrification		Nitrification - Dénitrification	
	Secondaire	Tertiaire	Pré-dénitrification (avec un taux de circulation de 300 %)	Post-dénitrification poussée
NK	85 à 90		-	-
NG	25		70	90

Lagunage naturel

DESCRIPTION DE LA FILIÈRE

Les eaux usées admises sur un lagunage naturel sont dégradées par un écosystème complexe constitué essentiellement d'algues microscopiques, de bactéries aérobies et anaérobies, et d'une microfaune adaptée.

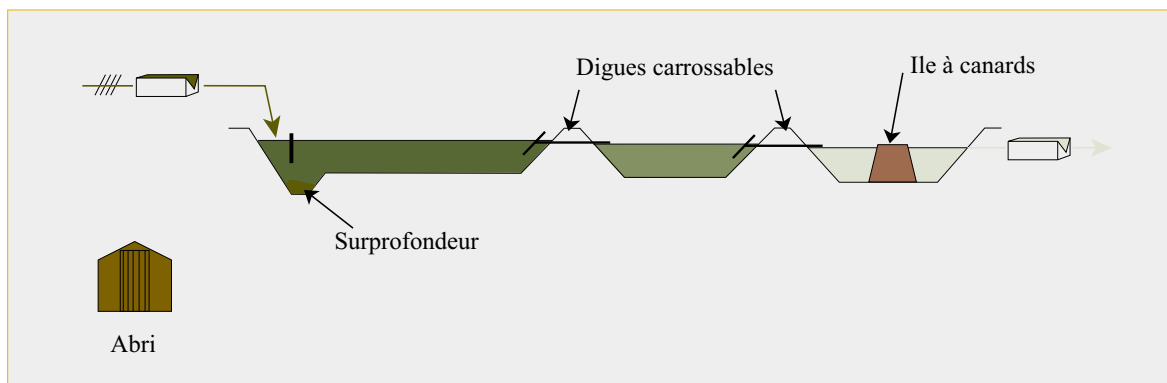
L'oxygène dissous nécessaire à la respiration bactérienne est produit uniquement grâce aux mécanismes photosynthétiques en présence de rayonnement solaire.

VARIANTES

Lagunage à macrophytes : l'usage de végétaux enracinés (joncs, roseaux, massettes) plantés dans une lagune de moindre profondeur (30 cm) n'est plus recommandé, l'amélioration des performances épuratoires dans cette configuration n'ayant pas pu être clairement établie, alors que l'entretien apporte beaucoup plus de contraintes (faucardage régulier, enlèvement des végétaux).

Les variations de paramètres extérieurs tels que l'ensoleillement, la température, le vent, ont un impact direct sur les activités biologiques du lagunage et sur les performances épuratoires.

Figure II.5. – Schéma de la filière lagunage naturel



En sortie de lagunage, l'azote se trouve essentiellement sous forme d'azote ammoniacal, l'azote organique particulaire n'étant présent que du fait des rejets d'algues.

Les bassins de lagunage peuvent être soumis à certaines périodes de l'année (surtout en période estivale) à un effet de stratification thermique. La tranche d'eau superficielle, qui reçoit directement les rayonnements solaires, est plus chaude et plus oxygénée. La température et l'oxygène dissous décroissent à mesure que l'on s'approche des sédiments, jusqu'à atteindre une zone profonde en anaérobiose d'épaisseur variable suivant le climat.

Les mécanismes de l'élimination de l'azote en lagunage naturel sont complexes. Les principales causes d'abattement sont généralement attribuées aux phénomènes suivants :

- stripping de l'ammoniac gazeux dans l'atmosphère ;
- nitrification (couche superficielle) couplée à la dénitrification (proximité des dépôts) ;
- assimilation par les algues et les bactéries ;
- rétention de l'azote organique décantable dans les sédiments (relargage ultérieur sous forme d'azote ammoniacal par digestion anaérobie).

CONDITIONS DE DIMENSIONNEMENT ET DE CONCEPTION PARTICULIÈRES

Le dimensionnement est celui préconisé pour l'élimination du carbone : la surface recommandée par équivalent-habitant (EqH) est de 11 m² répartis en trois bassins. Le premier bassin de 6 m²/EqH est le siège principal de l'abattement du carbone. Les surfaces recommandées pour le deuxième et le troisième bassin sont de 2,5 m²/EqH. Ces deux ouvrages produisent un abattement important essentiellement sur l'azote et le phosphore. La profondeur recommandée pour les trois bassins est de 1m environ.

PERFORMANCES ET RENDEMENT D'ÉLIMINATION

Les abattements moyens annuels d'azote des installations de lagunage naturel s'établissent à 60-70 % et peuvent dépasser 75 % en période estivale.

L'influence saisonnière est très marquée sur l'élimination de l'azote.

En sortie de lagunage, l'azote se trouve essentiellement sous forme d'azote ammoniacal. Des écarts extrêmes de concentrations entre le maximum en hiver et le minimum en été peuvent atteindre un facteur 10, (par exemple : 3 mg/l en été et 35 mg/l en hiver). L'ammoniacque rejeté durant la période hivernale est augmenté du relargage de la couche de dépôts d'autant plus que l'épaisseur de sédiments est importante (vieillessement des installations).

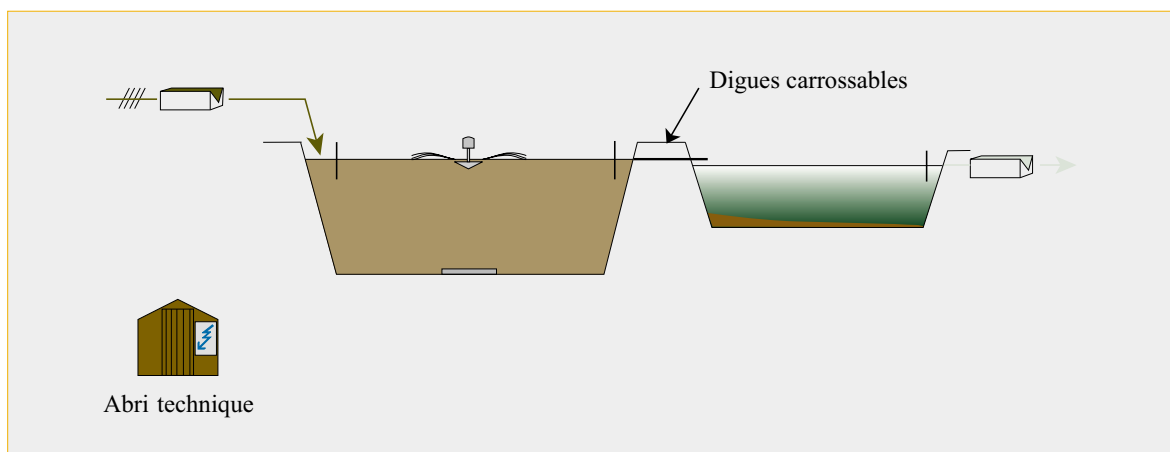
L'azote organique particulaire est lié au rejet d'algues. Il n'est présent qu'en faibles concentrations ainsi que les nitrites et nitrates.

Un lit d'infiltration-percolation sur sable placé à l'aval du lagunage devrait améliorer la qualité du rejet sur les MES, mais également sur la DCO filtrée et l'ammoniacque (nitrification partielle dans l'épaisseur du lit).

Lagunage aéré

À sa charge nominale, les conditions d'âge des boues (égal au temps de séjour de l'eau) et la conception en général à lagune d'aération unique, ne permettent pas l'installation d'une flore nitrifiante suffisamment développée pour que des phénomènes de nitrification aient une importance significative. D'autre part, les baisses hivernales de température de l'eau des bassins, plus intenses avec le temps de séjour plus élevé qu'en boues activées, freinent ou annulent la nitrification.

Figure II.6. – Schéma de la filière lagunage aéré



En situation de sous-charge importante, la nitrification peut, par contre, être presque complète. Dans ce cas, il n'y a, en général, qu'une dénitrification très partielle, les contraintes de brassage conduisant à l'absence de périodes d'anoxie.

En situation intermédiaire, une nitrification incomplète est obtenue principalement pendant la saison chaude, la dénitrification dépendant de l'affinage du réglage des temps d'aération toujours délicat à réaliser sur ce type de station d'épuration.



Après passage par une zone de contact, l'eau usée est admise dans un bassin d'aération contenant la biomasse épuratrice en suspension (boues activées).

Le bassin d'aération est équipé d'un système d'aération fonctionnant en discontinu (une dizaine de cycles d'aération par jour).

La nitrification s'effectue durant les phases aérobies et la dénitrification durant les phases d'anoxie.

La biomasse, séparée de l'eau épurée par sédimentation dans un clarificateur, est recirculée vers le bassin d'aération.

Le traitement poussé de l'azote en boues activées implique l'application d'une charge suffisamment faible pour le maintien d'une biomasse nitrifiante dans le milieu, la mise en place d'une capacité d'oxygénation permettant d'assurer le traitement du carbone et de l'azote et l'affichage de réglages ou la mise en œuvre d'asservissements permettant de maximiser les

processus séquentiels de nitrification et de dénitrification.

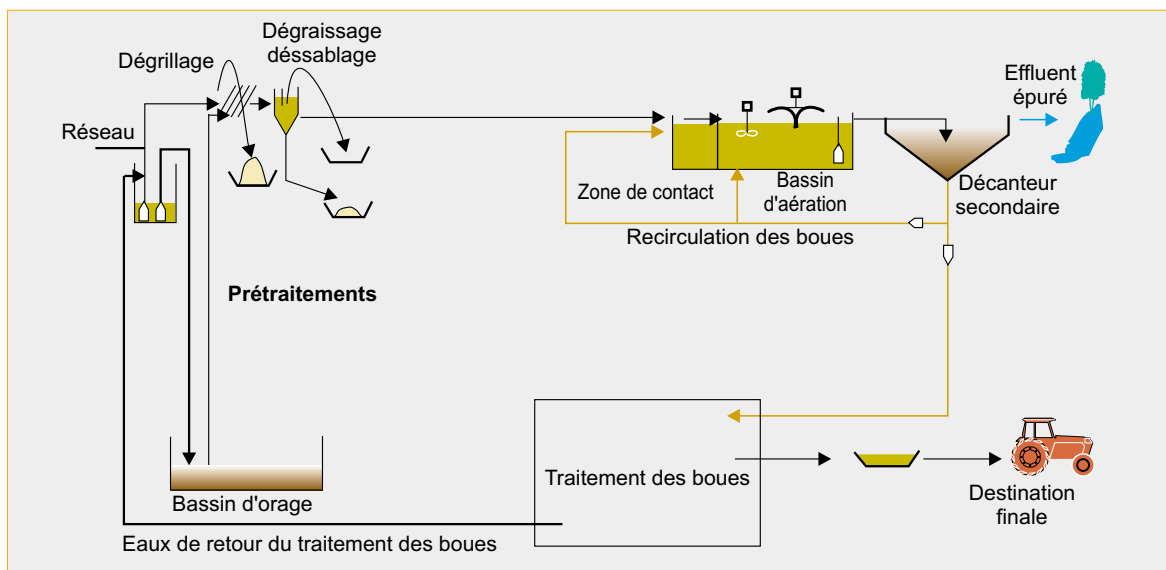
Si le dimensionnement et la gestion technique de telles installations en réseau séparatif ne sont plus sujets à controverse (FNDAE n°10, 1990), leur conception et leur conduite en temps de pluie en réseau unitaire soulèvent encore différentes questions qui seront discutées dans le cadre de ce document.

Les points suivants seront successivement abordés dans les quatre parties constituant ce chapitre :

- dimensionnement du bassin et du système d'aération,
- automatisation de l'aération en vue de maximiser le traitement de l'azote,
- automatisation de la recirculation des boues,
- acquisition de données complémentaires pour fiabiliser le traitement.



Figure III.1. – Schéma de la filière boues activées



Dimensionnement

Dans le cadre du présent ouvrage, le dimensionnement sera présenté à partir d'un exemple : nous envisagerons une capacité nominale de temps sec et une capacité nominale de temps de pluie dont les caractéristiques sont précisées dans les annexes IV et V (pour chacune des situations envisagées, la capacité nominale de l'installation est égale ou supérieure à la capacité de référence prévue dans l'arrêté préfectoral d'autorisation de rejet).

VOLUME DU BASSIN D'AÉRATION

Pour que les bactéries nitrifiantes puissent se développer et se maintenir dans la biomasse, il est nécessaire de travailler à faible charge de manière à assurer un accroissement de la masse des nitrifiantes (compte-tenu de leur mortalité) entre deux extractions de boues, supérieur ou égal à la masse correspondante extraite du système à chaque extraction.

Ce raisonnement élémentaire se traduit, comme dans le cas des cultures fixées, par la nécessité de respecter une charge volumique maxi-

male (ce qui fixe l'âge des boues) en fonction de la température. La charge massique et l'âge des boues sont deux grandeurs qui en première approximation sont inversement proportionnelles. Une charge massique faible correspond à un âge des boues élevé.

CALCUL À PARTIR DE LA CHARGE MASSIQUE

La biomasse en suspension des boues activées pouvant facilement être estimée par une mesure de matières volatiles en suspension (MVS) [annexe XII], les charges maximum à appliquer en fonction de la température seront généralement exprimées en charges massiques (Cm).

Équation III.1

$$C_m = \text{DBO}_{\text{entrée}} / V \times [\text{MVS}_{\text{bassin}}]$$

- avec :
- C_m : charge massique (kg DBO/kg MVS.j)
 - DBO : masse de DBO apportée par jour (kg/j)
 - V : volume du bassin d'aération (m³)
 - [MVS_{bassin}] : concentration nominale de MVS dans le bassin d'aération* (g/l).

* On considère que le décanteur ne contient pas de boue.

Le volume du bassin d'aération nécessaire au traitement d'une masse journalière de DBO peut ainsi être calculé en fixant la valeur de la charge massique et la concentration de MVS dans le bassin d'aération.

CALCUL À PARTIR DE L'ÂGE DES BOUES

Le volume du bassin d'aération peut également être calculé à partir de l'âge des boues qui est le rapport entre la masse de boues présente dans le réacteur et la production journalière de boues :

Équation III.2

$$A = V [\text{MES}_{\text{bassin}}] / \Delta \text{MES}$$

avec :

- A : âge de boues (j)
- ΔMES : production journalière de boues (kg/j)
- V : volume du bassin d'aération (m³)
- $[\text{MES}_{\text{bassin}}]$: concentration nominale de matières en suspension dans le bassin d'aération* (g/l).

La production journalière de boues ΔMES s'écrit (Duchène, 1999) :

Équation III.3

$$\Delta \text{MES} = 0,84 [\text{DBO}_{\text{entrée}} + \text{MES}_{\text{entrée}}] / 2$$

avec :

- $\text{DBO}_{\text{entrée}}$: masse de DBO apportée par jour (kg/j)
- $\text{MES}_{\text{entrée}}$: masse de MES apportée par jour (kg/j)

Le volume du bassin d'aération nécessaire au traitement d'une masse journalière de DBO peut

ainsi être calculé en fixant la valeur de l'âge de boues et la concentration de MES dans le bassin d'aération.

VALEURS DE CHARGE MASSIQUE ET ÂGE DE BOUES PERMETTANT UNE NITRIFICATION

En réseau unitaire une valeur nominale de 4 g de MES/l de bassin d'aération peut être retenue (par temps sec pour la semaine type) soit une concentration nominale de matières volatiles en suspension des boues de 2,8 g/l pour un taux de 70 % de MVS.

Le tableau III.1 présente les charges massiques maximales et âges des boues minimum nécessaires au processus de nitrification en fonction de la température, en réseau séparatif.

Les valeurs limites de charges et d'âges des boues présentées dans le tableau III.1 s'appliquent plus au démarrage de la flore nitrifiante qu'à son activité lorsqu'elle est installée : la pratique montre, en effet, qu'en aération prolongée ($C_m < 0,1 \text{ kg DBO/kg MVS.j}$), l'installation de la flore nitrifiante même avec ensemencement est effectivement impossible au-dessous de 8 à 10° C, même lorsque la station est peu chargée. Par contre, il est possible, lorsque cette flore est développée, de maintenir une nitrification poussée jusqu'à des températures très basses (de l'ordre de 6 °C à 8 °C pendant quelques semaines**). Au-dessous de 4° C, l'activité nitrifiante s'arrête***.

Tableau III.1. – Charges massiques et âges des boues requis pour la nitrification en fonction de la température en réseau séparatif

Température	10 °C	15 °C	20 °C
Charge massique (kg DBO/kg MVS.j)	0,1	0,15	0,2
Âge des boues (total) (j)	16 - 18	10 - 12	8 - 9

* On considère que le décanteur ne contient pas de boue.

** Lorsque des températures très froides (6 à 8 °C) s'établissent durablement dans le bassin d'aération, le risque de perdre la phase de nitrification devient élevé.

*** Encore faut-il souligner qu'une température de 4 °C dans les bassins correspond à de fortes gelées au dehors et que bien souvent, alors, il y a rapidement panne des installations du fait du gel en surface !

Le tableau III.2 rassemble les valeurs recommandées pour une nitrification à basse température par temps de pluie, au jour moyen d'une « semaine type » (comprenant par exemple cinq jours de temps sec, un jour de pluie et un jour de restitution de bassin d'orage ou cinq jours de temps sec et deux jours de pluie) et par temps sec.

Tableau III.2. – Charges massiques et âge des boues requis pour la nitrification d'eaux unitaires à 10 °C

	Capacité nominale		
	Temps de pluie	Semaine type	Temps sec
Charge massique (kg DBO/kg MVS.j)	< 0,14 - 0,15	< 0,1	< 0,1 (aération prolongée)
Charge volumique (kg DBO/m ³ .j)	< 0,4	< 0,30	< 0,28
Âge des boues (total) (j)		> 17	20

Le dimensionnement du bassin d'aération sur la semaine type comme définie ci-dessus est présenté en annexe VI.

L'obtention d'une nitrification sans limitation saisonnière du fait de la température (supérieure ou égale à 10 °C) implique le respect par temps sec de la charge massique classiquement adoptée en France pour les boues activées en « aération prolongée », c'est-à-dire 0,1 kg DBO/kg MVS.j. En cas de surcharge limitée dans le temps à quelques dizaines d'heures (temps de pluie), cette charge massique peut être dépassée jusqu'à une valeur de 0,14-0,15 kg DBO/kg MVS.j., si les extractions de boues sont limitées durant l'épisode pluvieux (afin de maintenir une concentration suffisante de bactéries autotrophes) et si l'oxygène nécessaire peut être apporté, les boues activées possédant un potentiel de nitrification supplémentaire mobilisable.

Il ne ressort pas de notre expérience que la nitrification soit d'autant plus facile que la charge massique est faible. Au contraire dès lors que l'on se situe à une charge massique inférieure à celle du tableau III.2, une charge massique très faible par temps sec obtenue par un accroissement du taux de boues dans le bassin d'aération constitue d'abord un handicap vis-à-vis du comportement du décanteur face aux surcharges hydrauliques. Il est donc

souhaitable de travailler à une concentration de boues réduite en fonction de la charge organique effectivement reçue (sans descendre sous une valeur de 2,5-3 g de MES/l). La mise en place d'un système séparé de brassage, assurant des conditions de contact favorables entre la charge polluante et la microflore ainsi qu'une alimentation régulière du décanteur en MES sont recommandées en vue du maintien d'un taux de MES minimum.

CAPACITÉ D'OXYGÉNATION

La fourniture d'oxygène constitue un élément déterminant du traitement de l'azote dans les stations d'épuration.

Les besoins à couvrir correspondent à l'oxydation de la matière organique, à la nitrification et à l'auto-oxydation endogène des boues (oxygène nécessaire au maintien en activité de la biomasse en l'absence de substrat). Ils doivent prendre en compte la restitution d'oxygène par dénitrification (annexe VII).

➤ Oxydation de la matière organique

Aux âges des boues concernés (cf. p. 33), une oxydation poussée de la DBO est obtenue par temps sec et par temps de pluie. On considère que la demande en oxygène nécessaire à l'oxydation de la matière organique représente 65 % de la DBO éliminée. En pre-

nant en compte un rendement d'élimination de la DBO de 95 %, la demande en oxygène journalière correspondant au traitement de la matière organique (DO_{Mo}) [exprimée en $kg\ O_2/jour$] s'écrit :

Équation III.4

$$DO_{Mo} = 0,65 \times 0,95 \times DBO_{entrée}$$

avec : $DBO_{entrée}$: masse journalière de DBO admise sur l'installation (kg/j)

➤ Nitrification

4,2 g d'oxygène sont nécessaires à l'oxydation d'1 g d'azote ammoniacal (cf. p.13-14).

La masse d'azote journalière à nitrifier [N_{nit}] (tableau A.VII.1) est égale à la masse d'azote Kjeldahl [$NK_{entrée}$] apportée par l'eau brute diminuée de :

- la masse d'azote organique particulaire réfractaire [N_{opr}] (piégée dans les boues),
- la masse d'azote organique soluble réfractaire [N_{osr}] (rejetée),
- la masse d'azote assimilée essentiellement par les bactéries du carbone [N_{ass}], (incorporée aux boues),
- la masse d'azote ammoniacal rejetée avec l'eau épurée [$N-NH_4_{rejet}$].

Équation III.5

$$N_{nit} = NK_{entrée} - N_{opr} - N_{osr} - N_{ass} - N-NH_4_{rejet}$$

La demande en oxygène journalière correspondant à la nitrification (DO_{Nit}) [exprimée en $kg\ O_2/jour$] s'écrit :

Équation III.6

$$DO_{Nit} = 4,2 \times N_{nit}$$

➤ « Auto-oxydation » des boues (respiration endogène)

La masse journalière nécessaire à la respiration endogène des boues (DO_{endog}) [exprimée en $kg\ O_2/jour$] s'écrit :

Équation III.7

$$DO_{Endog} = 0,07 \times MVS$$

avec : MVS : masse de matières volatiles en suspension dans le système* (kg)

NB : il sera tenu compte d'un stockage de MVS par temps de pluie (tableau A.VII.3).

➤ Dénitrification

La dénitrification (tableau A.VII.2) donnant lieu à une oxydation de matière organique peut être considérée comme équivalente à une rétrocession de 2,85 g d'oxygène par g d'azote nitrique dénitrifié (cf. p.16). L'apport journalier d'oxygène rétrocédé par la dénitrification (qui doit être déduit de la demande journalière en oxygène) s'écrit :

Équation III.8

$$AO_{Dénit} = 2,85 \times N_{dénit}$$

avec $N_{dénit}$: masse journalière de d'azote nitrique dénitrifiée (kg/j)

NB : il sera tenu compte d'une baisse d'efficacité de la dénitrification par temps de pluie (tableau A.VII.3).

La masse journalière d'azote nitrique dénitrifiée est la différence entre la masse journalière d'azote ammoniacal nitrifiée (N_{nit}) et masse journalière d'azote nitrique rejetée ($N-NO_3_{rejet}$).

✎ La demande journalière en oxygène (DJO) [exprimée en $kg\ O_2/jour$] s'écrit (tableau A.VII.3) :

Équation III.9

$$DJO = DO_{Mo} + DO_{Nit} + DO_{Endog} - AO_{Dénit}$$

La nécessité de prévoir des périodes d'arrêt de l'aération pour que s'effectue la dénitrification conduit à apporter l'oxygène aux boues de façon séquentielle et donc à limiter la durée journalière d'aération.

* On considère que le décanteur ne contient pas de boue.

Dans le cas d'une station à bassin unique (par opposition à une station à bassin d'anoxie en tête), la durée journalière cumulée de marche de l'aération (assimilée à la durée journalière cumulée de présence d'oxygène) sera limitée à 14 heures.

✦ La demande horaire en oxygène à satisfaire (DHO) [exprimée en kg O₂/heure] est donc le rapport entre la demande journalière en oxygène et la durée journalière cumulée de marche de l'aération (annexe VIII) :

Équation III. 10

$$DHO = DJO / 14$$

✦ L'apport horaire en oxygène du système d'aération en boues (AH') [exprimée en kg O₂/heure] doit être égal ou supérieur à la demande horaire en oxygène (DHO).

Les performances d'aération des aérateurs sont exprimées dans les conditions standard (eau claire, concentration nulle en oxygène dissous, température de 20° C, pression barométrique normale) [Cemagref, 1995]. Le dimensionnement d'un dispositif d'aération nécessite donc la connaissance des performances d'oxygénation en eau claire. Hors circonstances particulières (altitude, composition atypique des eaux usées,...), on conviendra que dans le cas des aérateurs de surface et des systèmes d'insufflation d'air en moyennes bulles, l'apport horaire en oxygène en boues représente 70 % de celui obtenu en eau claire tandis que dans le cas d'insufflation d'air en fines bulles, ce ratio n'est que de 50 % (tableau A.VIII. 1).

✦ La puissance d'aération à installer peut être déterminée :

- en divisant l'apport horaire (kg O₂/heure) en eau claire par l'apport spécifique brut de l'aérateur (kg O₂/kWh) dans le cas des aérateurs de surface.

Équation III. 11

$$P = AH / ASB$$

avec : P = puissance absorbée au compteur électrique (kW)

- en calculant le débit d'air à insuffler pour la hauteur d'immersion considérée (tableau A.VIII.2) puis en se référant aux courbes débit/puissance des constructeurs de surpresseurs (tableau A.VIII.3) dans le cas de l'injection d'air.

Le débit d'air à insuffler est déterminé selon l'expression suivante :

Équation III. 12

$$Q = AH / 0,21 \times \rho \times RO_m \times H$$

avec :

- AH : apport horaire d'oxygène en eau claire dans les conditions standard (kg O₂/h)
- Q : débit d'air en Nm³/h (1013 HPa et 273 °K)
- ρ : masse volumique de l'oxygène 1,42 g O₂/l à 273 °K
- RO_m : efficacité des diffuseurs par mètre d'immersion (%/m)
- H : hauteur d'immersion des diffuseurs (m)

Les systèmes d'agitation mécanique séparés sont dimensionnés en fonction de la forme du bassin et du type d'agitateur. Dans le cas de chenaux, les prescriptions (0,35 m/s de vitesse moyenne) sont données dans Deronzier et Duchène (1997).

Il est impératif de prévoir une modulation de la puissance d'aération de manière à pouvoir adapter aux besoins en oxygène la puissance d'aération mise en œuvre et à faire concorder autant que possible la durée de fonctionnement du système d'aération et la durée de présence d'oxygène dans les boues.

Ceci équivaut à ne pas atteindre des concentrations en oxygène dissous dans les boues trop élevées (> 3 à 4 mg/l) par ailleurs anti-économiques.

VALIDATION DU DIMENSIONNEMENT À PARTIR DE CRITÈRES CINÉTIQUES

Compte-tenu des vitesses de nitrification attendues à basse température et aux charges nominales par temps sec et par temps de pluie (annexe IX), la durée cumulée d'aération journalière (14 heures) prise en compte pour le calcul de la puissance d'aération est compatible avec une nitrification poussée des eaux usées à 12 °C, température retenue dans le cadre réglementaire, voire à 10 °C (tableau A.IX.1).

À température plus élevée, la vitesse de nitrification augmentant, la durée de présence d'oxygène peut être raccourcie. Néanmoins, lorsque la charge reçue par la station tend vers sa valeur nominale, il en va de même pour la durée journalière d'aération (14 heures).

En pratique, à défaut d'asservissement automatique, il est nécessaire de maintenir une durée journalière de présence d'oxygène supérieure à celle strictement nécessaire au traitement de la charge carbonée et azotée, afin de garantir la bonne régularité et la fiabilité du traitement de l'azote (toute station peut être soumise à des pointes de charge organique rares mais élevées) et dans l'optique d'une prévention de problèmes biologiques.

À 12 °C, sous les hypothèses de vitesses prises en compte, la durée cumulée d'arrêt de l'aération journalière prévue (10 heures) est également compatible avec les rendements de dénitrification escomptés (tableau A.IX.2).

Notons qu'afin d'évaluer la capacité globale de nitrification, il est plus judicieux d'exprimer la vitesse de nitrification en mg de N-NH₄/h.l de bassin plutôt qu'en mg de N-NH₄/h.g de MVS. En effet, la proportion de bactéries autotrophes au sein de la biomasse épuratrice n'est pas constante. Elle varie en fonction de la charge d'entrée en azote.

Automatisation de l'aération

INTRODUCTION

L'automatisation d'un procédé consiste à assurer la conduite par l'intermédiaire d'un dispositif technologique appelé automate qui mène des actions à partir d'une programmation définie lors de l'établissement du cahier des charges et à l'aide de paramètres donnés par l'exploitant.

Pour ce qui concerne le contrôle de l'aération, on rencontre essentiellement trois types de programmations :

➤ déclenchement des mises en marche et des arrêts à des moments prédéterminés soit par réglage manuel d'une horloge soit par sélection de cycles au cours de la journée (programmation dite en «mode cyclique», [cf. p.39-40]) ;



Figure III.2. – Capteurs dans un bassin d'aération

AUTOMATISATION DE L'AÉRATION SANS LE RECOURS A UN CAPTEUR

CAS D'UN RÉSEAU SÉPARATIF

L'automatisation de l'aération sans le recours à un capteur est bien adaptée au cas des petites stations alimentées par un réseau séparatif et en l'absence de rejet industriel* : en effet, dans ce cas les charges carbonées et azotées apportées varient peu d'un jour à l'autre, à l'exception éventuelle de la fin de semaine. Les durées de marche et d'arrêt permettant une dégradation complète du carbone et de l'azote (de bons rendements sur l'azote garantissant ceux sur le carbone dans le domaine de l'aération prolongée) peuvent donc être pré-réglées dans l'automate. Dans l'éventualité où la charge entrante est différente le week-end, deux réglages peuvent être adoptés.

Pour une charge massique restant dans le domaine de l'aération prolongée ($C_m \leq 0,1 \text{ kg DBO/kg MVS} \times \text{jour}$) la durée journalière cumulée de présence d'oxygène (mesurée à partir de l'enregistrement de l'oxygène dissous)

* Il paraît néanmoins souhaitable, qu'à l'avenir, les stations boues activées alimentées dans ces conditions soient équipées d'asservissement sur capteurs, au fur et à mesure de l'accroissement des compétences des exploitants locaux.

nécessaire à la nitrification des influents est essentiellement fonction de la température des boues. Elle peut être inférieure à 8 heures à 20 °C, mais atteint 13 à 14 heures à 10 °C.

Toutefois, la durée de présence d'oxygène n'est pas strictement identique à la durée de marche des aérateurs (elle est plus longue) et, de façon corollaire, la durée d'absence d'oxygène n'équivaut pas forcément à la durée d'arrêt des aérateurs (elle est plus courte). Deux facteurs interviennent :

- le taux de charge : à faible taux de charge, la teneur en oxygène monte rapidement à un niveau élevé lors de la marche des aérateurs et l'oxygène reste présent encore longtemps après leur arrêt,
- la température : à température faible, la consommation d'oxygène est plus lente et le temps de présence d'oxygène est généralement nettement plus élevé que le temps de marche des aérateurs.

Il est important de noter que le maintien d'une durée d'aération supérieure à celle strictement nécessaire est fortement recommandée pour conserver une bonne qualité des boues, particulièrement aux températures élevées.

La durée journalière d'anoxie nécessaire à la dénitrification, varie peu avec la température et donc avec la saison : en bassin unique d'aération prolongée, une dénitrification très poussée peut être obtenue pour une durée journalière d'anoxie d'environ dix heures.

En résumé :

- à 20 °C, la marge de réglage de l'aération, assurant un traitement poussé de l'azote est large : entre 8 et 14 heures de présence d'oxygène par jour ;
- à 10-12 °C, elle est beaucoup plus réduite (entre 12 et 14 heures de présence d'oxygène par jour) mais le traitement poussé de l'azote reste assuré, à condition que la nitrification soit déjà en place et que le soutirage des boues soit régulier ;

➤ la nitrification peut être perdue si la température se maintient au-dessous de 10 °C pendant plusieurs semaines ;

➤ le nombre de démarrages journaliers de l'aération devra être compris entre 8 et 12 (cf. « Programmation des réglages » p.39-40).

Bien qu'une dénitrification aérobie partielle ne puisse être exclue (surtout dans de très grands bassins), le fonctionnement des aérateurs devra être simultané si l'installation en comprend plusieurs afin de séparer nettement les séquences d'aérobies (nitrification) des séquences d'anoxies (dénitrification).

CAS D'UN RÉSEAU UNITAIRE

En réseau unitaire et par temps de pluie, les installations sont susceptibles de faire face durant des périodes pouvant être comprises entre quelques heures et deux jours à des augmentations de charges carbonées et azotées (pluie + vidange des bassins d'orage). La préprogrammation de réglages d'aération à l'aide d'horloges ou d'automates est donc beaucoup moins bien adaptée que dans le cas de réseaux séparatifs. Néanmoins, pour de petites installations, lorsque la maintenance de capteurs ne peut être envisagée, cette solution reste la plus fiable.

Les réglages de l'aération devraient être ajustés pour que la quantité nitrifiée soit maximale d'une part, et qu'elle puisse être dénitrifiée pratiquement en totalité d'autre part (Actes de colloques « Traitement de l'azote. Cas des eaux résiduaires urbaines et des lisiers », Plottu, 1996), ce qui correspond à un pourcentage théorique de présence d'oxygène de :

Équation III.13

$$\% \text{ Optimal présence } O_2 = \frac{100}{1 + \frac{V_{\text{nitr}}}{V_{\text{dénit}}}}$$

avec : V_{nitr} : vitesse de nitrification
et $V_{\text{dénit}}$: vitesse de dénitrification

Sous les hypothèses de vitesses prises en compte dans l'annexe IX, ce pourcentage serait de 40 % (10 heures) à 20 °C et de 50 % (12 heures) à 10 °C.

Si le temps de pluie peut être détecté (cf. p.50), le passage sur un programme comprenant un syncopage plus fréquent de l'aération est recommandé car il limite les fluctuations des concentrations d'azote nitrique et ammoniacal en sortie.

L'optimisation plus poussée des performances de traitement de l'azote par temps de pluie passe par la mise en place d'un asservissement de l'aération et de capteurs qui devraient être quasi obligatoires dans ce cas (cf. p.42 à 49).

PROGRAMMATION DES RÉGLAGES

Dans un automate programmable, un cycle se définit par l'addition d'un temps de marche et d'un temps d'arrêt. Plusieurs types de cycles sont généralement paramétrés afin d'ajuster la fourniture d'oxygène au pollutogramme journalier. Ils sont au minimum de trois, dénommés comme suit : cycle 1 : nuit ; cycle 2 : normal ou jour ; cycle 3 : pointe. Les trois cycles seront éventuellement réglés différemment le week-end et modifiés en cours d'année au vu des résultats des tests ou dosages de $N-NO_3$ et $N-NH_4$.

➤ Cas des stations très sous-chargées

Lorsqu'elles sont équipées d'aérateurs de surface ou de dispositifs d'insufflation d'air dont la puissance n'est pas modulable, le surdimensionnement de la puissance d'aération au regard de la charge effectivement reçue se traduit par des durées de présence d'oxygène pouvant être pratiquement doubles de la durée de fonctionnement de l'aération en hiver : en effet, une concentration élevée d'oxygène dissous est très rapidement atteinte après la mise en route de l'aération et la décroissance de la concentration d'oxygène est très lente après l'arrêt de l'aération (Hédouit *et al.*,

1990). Il est donc nécessaire de fixer le nombre de cycles (marche-arrêt) journaliers du système d'aération entre 8 et 12 pour obtenir des périodes d'anoxie suffisantes.

Dans ce cas, la procédure de réglage suivante pourra être suivie :

1. Fixer des périodes d'arrêt longues sans excéder deux heures afin de ne pas favoriser le développement de bactéries filamenteuses. En hiver, une période de deux heures nocturnes (par exemple de 3 h à 5 h) et deux périodes d'une heure ½ d'arrêt (par exemple de 10 h 30 à midi et de 16 h à 17 h 30).

2. Compléter ensuite le programme par cinq à neuf arrêts, de préférence de ¾ d'heure minimum (un ou deux temps d'arrêt de l'ordre d'½ heure ne sont pas exclus pour simplifier la programmation) et des prolongations des arrêts d'une heure ½ prévues au 1°.

Les temps de marche doivent suivre approximativement les variations des charges reçues au cours de la journée.

➤ Cas des stations plus chargées

Il est nécessaire d'augmenter les durées de marche de l'aération par rapport au cas précédent (tout en maintenant le même nombre de cycles journaliers) pour conserver la même durée de présence d'oxygène (respiration de la boue plus élevée).

ASPECTS PRATIQUES DE LA MISE EN PLACE DES RÉGLAGES

Le réglage optimal vise à obtenir des concentrations résiduelles très faibles en ammoniacque (de l'ordre de 1 mg/l en N-NH₄) et en nitrates (< 7 mg/l en N-NO₃ en sortie du bassin d'aération).

Le réglage initial est affiché par l'exploitant alors que la nitrification est encore incomplète ou inexistante. Des concentrations d'oxygène dissous en fin de cycle élevées (5 à 7 mg/l) sont

favorables au démarrage de la nitrification. Dans le cas où la nitrification est au départ inexistante, il est conseillé d'accélérer sa mise en place par un ensemencement avec des boues extraites (boues décantées) d'une station voisine. Entre 10 et 20 m³ de boues nitrifiantes par tranche de 500 m³ de bassin d'aération sont suffisants, l'apport d'une tonne à lisier pouvant donner satisfaction dans certains cas, notamment dans celui des stations de petite taille (< 1000 EH, par exemple). Si la température est inférieure à 10 °C, le démarrage de la nitrification peut être impossible.

Le suivi du démarrage de la nitrification peut aisément être réalisé à heure fixe tous les deux à trois jours par l'exploitant de la station à l'aide de dosages colorimétriques rapides de l'ammoniacque et des nitrates en sortie (après vérification de l'absence de stockage anormal des boues dans le clarificateur lié à un problème de recirculation par exemple). L'objectif est d'atteindre une concentration d'azote ammoniacal dans l'eau traitée inférieure à 1 mg N-NH₄/l en jouant sur le temps de marche de l'aération.

La stabilisation du niveau de rejet après une modification du réglage d'aération n'est obtenue qu'après une quinzaine de jours, voire plus en hiver ou si l'installation est très sous-chargée.

Même lorsque la concentration d'azote ammoniacal en sortie atteint 3 à 5 mg N-NH₄/l, il y a lieu d'augmenter un peu la durée journalière d'aération (≅ 3 à 5 %) car un tel résultat, bien que satisfaisant au regard des objectifs du traitement, est instable : une augmentation, même faible, du taux de boues entraînant une demande en oxygène supplémentaire (respiration endogène) se traduirait par une baisse rapide du rendement de nitrification.

On peut considérer que la nitrification ne fonctionne bien que si la concentration d'azote ammoniacal dans l'eau traitée est inférieure à 1 mg N-NH₄/l.

Inversement, si la concentration d'azote nitrique dans l'eau traitée dépasse, par temps sec, 3 à 5 mg N-NO₃/l, il y a lieu de diminuer légèrement la durée journalière d'aération.

Le suivi de la nitrification et de la dénitrification doit s'accompagner périodiquement d'une estimation de la concentration de MES dans le bassin d'aération, d'un enregistrement d'oxygène dissous sur 24 heures et de la mesure de la température des boues.

CONTRÔLE DES RÉGLAGES

Lorsque le bon réglage est obtenu, l'exploitant doit contrôler régulièrement les concentrations de N-NH₄⁺ et N-NO₃⁻ en sortie. Là encore, l'utilisation des dosages colorimétriques simplifiés est recommandée. Ces tests doivent être pratiqués une à deux fois par semaine, à heure fixe. S'il y a dérive notable du système il est conseillé de ne pas retoucher le réglage immédiatement mais de vérifier le taux de boues et le bon fonctionnement de la recirculation puis de suivre l'évolution de la tendance le lendemain en recommençant les tests colorimétriques. L'enregistrement de l'oxygène dissous est également indispensable à la bonne interprétation des résultats obtenus à travers le calcul des durées journalières cumulées de présence d'oxygène et d'anoxie.

De légères modifications de la durée de fonctionnement de l'aération sont d'autant plus aisées que l'on dispose d'une horloge ou d'un automate programmable permettant de jouer sur quelques minutes de durée de chaque cycle d'aération.

Un suivi horaire des variations de concentrations d'azote ammoniacal et nitrique en sortie peut également apporter des informations intéressantes : si l'amplitude des fluctuations constatées est supérieure à 3 ou 4 mg/l, il y a lieu d'analyser si cela provient d'une répartition anormale des temps de marche de l'aéra-

tion ou de problèmes de « courts-circuits » hydrauliques et d'y remédier. Une amélioration de la dénitrification peut parfois être assurée par un décalage de la fourniture d'oxygène par rapport aux arrivées de charge.

À condition d'effectuer régulièrement, et par quantités raisonnables, les extractions de boues en excès (plage de variation acceptée : ± 0,5 à 1 g/l selon la concentration de consigne), la variation de demande en oxygène due à la variation de la concentration des boues n'oblige pas à procéder à des modifications de réglage d'aération.

Par contre les variations durables de charge à traiter (nouveaux raccordements, ...) et les variations de demande en oxygène en fonction de la température déplacent l'optimum technico-économique de temps de marche total des aérateurs. Pour des stations urbaines, le nombre de modifications du réglage d'aération à effectuer est faible (de l'ordre de deux à quatre par an). Il est lié aux vacances estivales et aux changements importants de température.

SENSIBILITÉ DES RÉGLAGES

La vitesse de dénitrification en bassin unique est peu influencée par la température et fonction croissante de la charge en carbone (annexes II et III). La durée journalière cumulée d'anoxie peut être considérée, en première approximation, comme constante. Dans l'exemple pris en compte (annexe IX), une dizaine d'heures d'anoxie est suffisante pour assurer une dénitrification poussée par temps sec comme par temps de pluie.

La vitesse de nitrification est par contre fortement influencée par la température (annexe I). C'est une fonction croissante de la charge en azote mais, un temps d'adaptation peut être nécessaire pour atteindre un équilibre entre vitesse et charge. La durée journalière cumulée de présence d'oxygène nécessaire à une

nitrification poussée est d'autant plus longue que la température est basse et que la surcharge est importante. Ainsi, dans l'exemple pris en compte (annexe IX), 6 heures 30 et 8 heures de présence d'oxygène seraient théoriquement suffisantes pour assurer une nitrification poussée respectivement par temps sec et par temps de pluie et à 20 °C. Néanmoins, en pratique, il est vivement recommandé de ne pas descendre en dessous de durées journalières de présence d'oxygène de 8 voire 10 heures afin de ne pas prendre le risque d'une dégradation de la qualité des boues (développement de bactéries filamenteuses lié à de trop longues périodes de carence en oxygène durant les séquences anoxie). Ces durées journalières de présence d'oxygène sont respectivement portées à 12 et 14 heures à 10 °C, la vitesse de nitrification étant ralentie.

Dans ces dernières conditions extrêmes, un réglage de 13 heures de présence d'oxygène \pm 1 heure assurerait bien un traitement poussé de l'azote. Ceci correspond à une fluctuation de \pm 8-10 % autour de la valeur optimale, ce qui est cohérent avec les résultats d'expérimentations menées sur sites réels à basse température (Héduit, 1988) et avec l'approche théorique (annexe IX). Cette plage de tolérance est maximisée par la mise en place d'un système d'agitation dans le bassin d'aération qui accroît la vitesse de dénitrification par une mise en contact de la boue, du carbone apporté par l'eau brute et des nitrates durant les périodes d'anoxie.

AUTOMATISATION DE L'AÉRATION PAR ASSERVISSEMENTS

L'asservissement de l'aération permet d'adapter la durée des séquences d'aération et d'arrêt de l'aération à la charge instantanée reçue par l'installation. Ainsi, dans le cas de surcharges temporaires, la durée d'aération sera automatiquement allongée (la puissance d'aération mise en œuvre éventuellement augmentée) et la durée d'anoxie sera réduite. En cas de sous-charge, il se produira l'inverse. Une instrumentation bien adaptée, correctement entretenue et fiable est un préalable à tout asservissement.

La figure V.3 présente les éléments d'une chaîne d'automatisation par asservissement ou régulation.

Le signal issu du capteur est transmis à l'automate et comparé à des valeurs paramétrées dans la mémoire de l'automate qui commande le fonctionnement des aérateurs.

Les deux mesures les plus fréquemment utilisées pour l'asservissement de l'aération sont l'oxygène dissous (sonde à oxygène) et le potentiel d'oxydo-réduction (électrode de platine).

L'information délivrée par le capteur doit être représentative de l'ensemble du bassin ce qui exclut de le placer dans des zones mal brassées, ainsi qu'à proximité des points d'impact de la recirculation, de la gerbe d'aérateurs de surface (pour l'oxymètre), et de l'arrivée des eaux usées. Le capteur devra être judicieusement orienté afin d'éviter le piégeage des filasses et des bulles d'air (pour l'oxymètre).

Figure III.3. – Chaîne d'automatisation par asservissement ou régulation



ASSERVISSEMENT PAR SEUILS DE POTENTIEL D'OXYDO-RÉDUCTION

➤ Potentiel d'oxydo-réduction

En présence d'oxygène, la tension d'électrode de platine appelée potentiel d'oxydo-réduction (ou potentiel rédox) suit une fonction logarithmique du type :

Équation III.14

$$EH = a + b \log [O_2].$$

avec :	
EH	: tension d'électrode de platine (mV)
[O ₂]	: concentration d'oxygène dissous (mg/l)
a	: tension rédox pour une concentration d'oxygène dissous de 1 mg/l (mV)
b	: facteur de proportionnalité

En absence d'oxygène, le potentiel rédox évolue vers des valeurs basses indicatrices de l'état réducteur du milieu et, par déduction, de la présence de nitrates ou non.

Le potentiel d'une électrode de platine est obtenu par différence avec celui d'une électrode de référence (électrode d'argent ou au calomel saturé) dont le potentiel est fixe.

En pratique, ces électrodes sont généralement combinées dans le même corps de sonde. L'électrode de platine prend une tension qui dépend des couples oxydo-réducteurs présents dans le milieu et de l'état de surface du métal.

Pour un langage *universel*, les potentiels mesurés sont ramenés à la tension de l'électrode à hydrogène normale (EHN) selon l'expression ci-contre (équation III.15) :

Équation III.15

$$EH = E_{\text{mesuré}} + E_{\text{réf}}$$

avec :	
EH	: potentiel de l'électrode de platine exprimé par rapport à EHN
E _{mesuré}	: potentiel de l'électrode de platine exprimé par rapport à l'électrode de référence (valeur lue sur l'appareil)
E _{réf}	: potentiel de l'électrode de référence exprimé par rapport à EHN (tableau V.3)

Le potentiel de l'électrode de référence est fonction de la température et, dans le cas de l'électrode d'argent, de la concentration de l'électrolyte de remplissage. Cette dernière tension est en première approximation de + 210 mV/EHN.

Lorsque le potentiel descend en dessous d'une valeur de l'ordre de - 300 mV/Ag.AgCl (soit - 100mV/EHN), les sulfures contaminent la surface de l'électrode et sa réponse s'en trouve modifiée (décalage des tensions vers les valeurs basses).

Le capteur rédox doit être nettoyé à l'eau claire et essuyé une fois par jour. Le platine doit être poli avec des bandes abrasives adaptées, d'abord à 3 μ puis 0,3 μ une à deux fois par semaine pour limiter la dérive de la mesure. Le capteur rédox ne s'étalonne pas.

Les électrodes doivent de temps en temps être plongées dans un « tampon rédox » (dont le potentiel est connu) pour vérifier le bon état de la chaîne de mesure.

L'immersion des électrodes dans de l'eau du robinet saturée en oxygène dissous est également un test à pratiquer de temps à autre : la tension mesurée doit être de l'ordre de + 200 mV/Ag/AgCl.

Tableau III.3. – Potentiel d'électrodes de référence (E_{réf}) exprimé par rapport à EHN

T (°C)	5	10	15	20	25	30
ECS/EHN (mV/EHN)	257	254	251	248	245	242
Ag/AgCl/EHN* (mV/EHN)	220	217	214	210	207	203

* Remplissage de l'électrode avec du KCl 3M

Dans les milieux à couples oxydo-réducteurs lents et peu concentrés tels que les boues activées (ou l'eau du robinet !), la tension prise par le platine dépend fortement de son état de surface. Des écarts de l'ordre de 10 à plus de 30 mV peuvent être constatés entre les tensions prises par deux sondes supposées identiques, particulièrement en absence d'oxygène dissous.

➤ Évolution des courbes de potentiel durant les phases de nitrification et de dénitrification

À la mise en route de l'aération, le potentiel augmente brusquement puis tend vers une valeur limite fonction de l'état de surface de l'électrode, de la composition de la boue, de son pH et de la concentration d'oxygène dissous.

Lorsque la concentration d'oxygène dissous est faible au départ (de l'ordre de 1 mg/l) (figure III.4), la fin de l'activité nitrifiante (correspondant à une concentration d'azote ammoniacal dans les boues de l'ordre de quelques dixièmes de mg/l) s'accompagne d'une brusque chute de la respiration des boues donc d'une augmentation rapide de la concentration d'oxygène dissous qui se traduit par un point d'inflexion sur la courbe de potentiel rédox. Ce point d'inflexion caractérisant la fin de la nitrification est difficilement repérable (figure III.5) si la concentration d'oxygène dissous initiale est élevée (cas d'une puissance d'aération trop forte par rapport à la demande en O_2 ou conséquence d'une baisse de la respiration aux températures hivernales).

Figure III.4

Exemple d'évolution du potentiel rédox et de l'oxygène dissous pendant l'aération dans un bassin à 20 °C

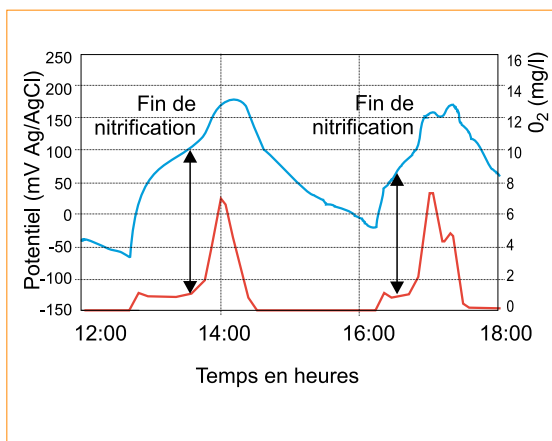
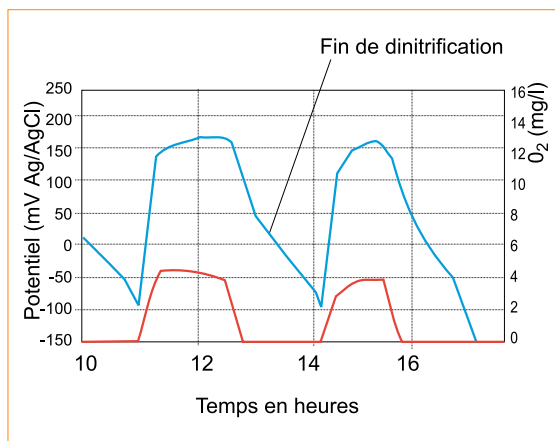
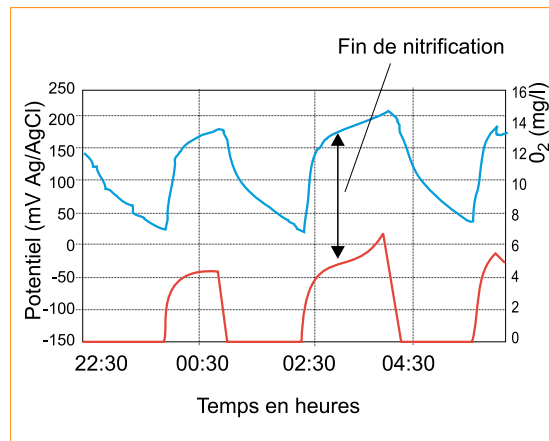


Figure III.5

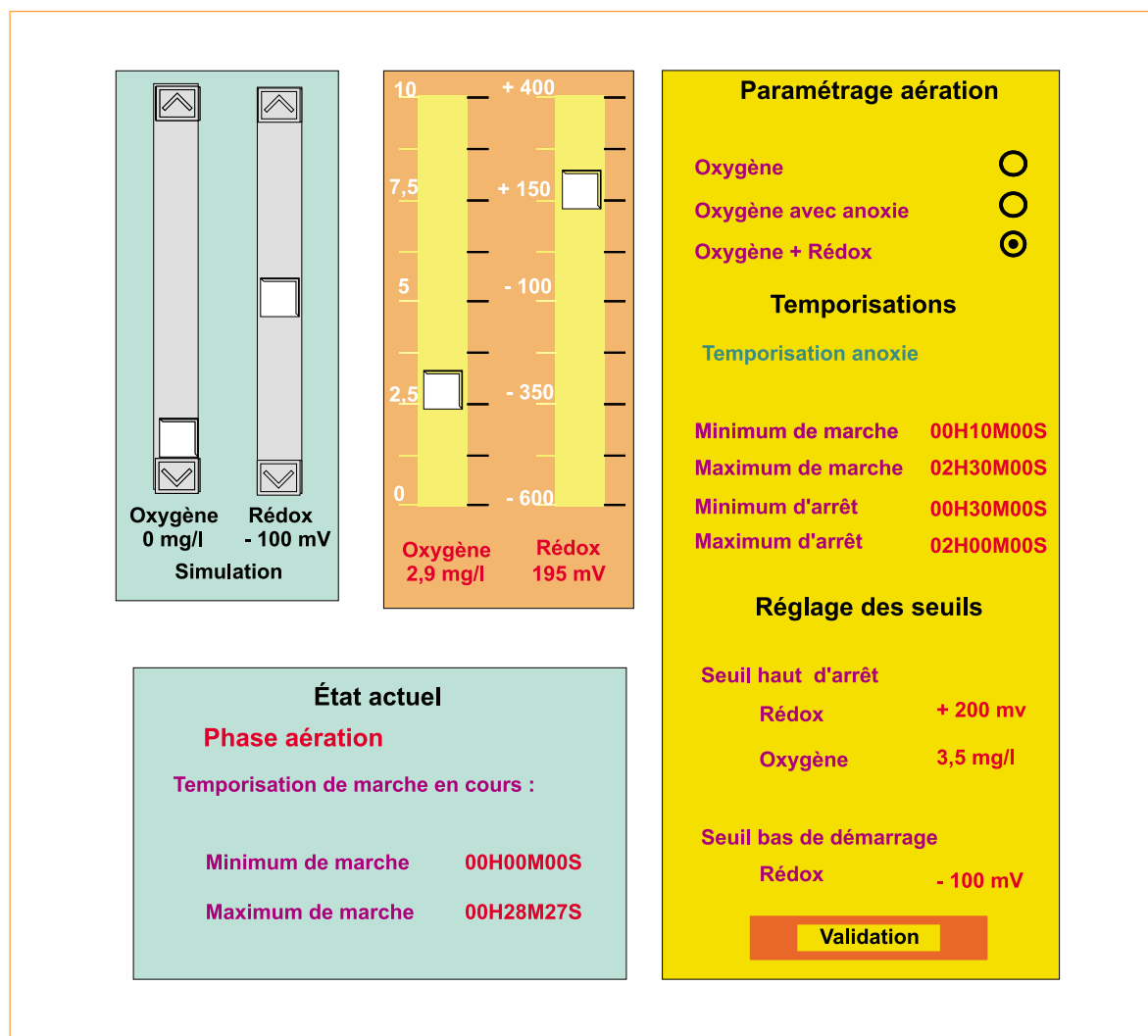
Exemple d'évolution du potentiel rédox et de l'oxygène dissous pendant l'aération dans un bassin à 10 °C



Après l'arrêt de l'aération, lorsque la concentration d'oxygène dissous diminue, la tension rédox décroît et un point d'inflexion est observé lorsque la concentration de nitrates dans le milieu devient nulle (figure III.6).

Figure III.6. – Exemple d'évolution du potentiel rédox pendant l'arrêt de l'aération

Figure III.7. – Exemple de sélection du mode d'asservissement de l'aération. Réglages des temporisations de sécurité



➤ Réglage des seuils

Dans les cas les plus simples, la puissance d'aération est fixe, un seuil haut commande l'arrêt de l'aération et un seuil bas commande son redémarrage.

Il est également possible, à travers un traitement mathématique, de détecter en temps réel, les points d'inflexion caractéristiques de fin du processus de nitrification et de fin du processus de dénitrification puis de commander l'arrêt et la marche de l'aération à partir de ces informations. On doit néanmoins souli-

gner que, selon la puissance d'aération, la charge polluante à traiter et le bruit inhérent à toute mesure en milieu perturbé, la détection de ces points se fait plus ou moins aisément.

Les valeurs respectives de seuils haut et bas se situent en général dans les gammes respectives [+ 180 à + 250 mV/Ag.AgCl] et [- 50 à + 50 mV/Ag.AgCl].

Lors de la mise en place de réglages, les valeurs de seuils haut et bas sont affichées et les temporisations réglées (voir ci-après). La durée journalière d'aération obtenue doit

permettre une nitrification poussée des eaux usées. Après mise en place effective de la nitrification, les courbes de potentiel et d'oxygène dissous doivent être analysées en relation avec la qualité de l'eau épurée, la température et la concentration des boues.

Une puissance d'aération trop forte rend l'optimisation des réglages plus délicate, la valeur de consigne se situant sur un plateau.

Une petite variation du point de consigne induit alors des variations importantes de la durée de fonctionnement de l'aération. Cette optimisation est d'autant plus aléatoire que la réponse du capteur dérive en fonction du temps.

Ainsi, dans l'exemple de la figure III.4, la nitrification est poussée comme l'indiquent les points d'inflexion.

Il est également observé pour les valeurs basses de potentiel (figure III.6). Dans tous les cas, le seuil bas de -100 mV/Ag.AgCl devra être considéré comme seuil butoir en-deçà duquel les éléments réducteurs présents dans l'eau peuvent modifier l'état de surface du capteur (sulfures) et induire une dérive rapide voire une diminution de sa sensibilité. La mise en place d'une alarme de passage à ce seuil est souhaitable.

➤ Temporisations

Quatre temporisations programmables dites « de sécurité » doivent impérativement être associées à un asservissement au potentiel rédox :

- T1 : enclenchée à la mise en route de l'aérateur, : assure une durée minimale de marche.
- T2 : enclenchée à la mise en route de l'aérateur, : assure une durée maximale de marche.
- T3 : enclenchée lorsque l'aérateur s'arrête, : assure une durée minimale d'arrêt.
- T4 : enclenchée lorsque l'aérateur s'arrête, : assure une durée maximale d'arrêt.

Ces temporisations sont destinées à relayer le capteur en cas de dysfonctionnement (en garantissant une durée minimale et une durée maximale journalière de marche), à éviter des démarrages trop fréquents et à limiter la durée de marche de l'aération par cycle lorsqu'un seuil d'arrêt ne peut être atteint (cas des périodes de surcharges) afin de passer régulièrement en phase de dénitrification.

Le tableau III.4 présente différentes situations induisant le basculement partiel ou total du mode de fonctionnement du système d'aération par asservissement à un fonctionnement sur temporisation.

Tableau III.4. – Différentes situations conduisant à la mise en oeuvre des temporisations

Situations	Temporisations mises en jeu
La tension du capteur atteint normalement le seuil haut, n'atteint pas le seuil bas	T4 : assurant une durée maximale d'arrêt
La tension du capteur n'atteint pas le seuil haut, atteint normalement le seuil bas	T2 : assurant une durée maximale de marche
La tension du capteur atteint rapidement le seuil haut et le seuil bas	T1 : assurant une durée minimale de marche T3 : assurant une durée minimale d'arrêt
La tension du capteur reste fixe au-dessus du seuil haut	T2 : assurant une durée minimale de marche T4 : assurant une durée maximale d'arrêt
La tension du capteur n'atteint ni le seuil haut, ni le seuil bas	T1 : assurant une durée maximale de marche T4 : assurant une durée maximale d'arrêt
La tension du capteur reste fixe au-dessous du seuil bas	T2 : assurant une durée maximale de marche T3 : assurant une durée minimale d'arrêt

Les temporisations doivent être réglées en fonction de la charge reçue par l'installation et de la puissance de l'aération.

➤ Temps minimum de marche (T1)

Cette temporisation détermine la durée minimale de marche de l'aération par cycle.

Elle doit être telle que la durée minimale journalière de présence d'oxygène dans les boues soit comprise entre 8 et 10 heures, ce qui correspond à une durée de présence d'oxygène par cycle comprise entre $\frac{3}{4}$ d'heure et une heure. Dans le cas d'une station sous-chargée équipée d'un système d'aération puissant, une vingtaine de minutes d'aération par cycle peut être suffisante. Dans le cas d'aérateurs de surface, une durée minimale de 30 minutes de fonctionnement de l'aération par cycle est requise pour la bonne remise en suspension des boues. Dans le cas d'une station proche de sa charge nominale, cette durée minimale d'aération par cycle peut tendre vers une heure.

➤ Temps maximum de marche (T2)

Cette temporisation détermine la durée maximale de marche de l'aération par cycle.

Cette durée est fixée de façon à limiter la concentration des nitrates produits dans le bassin d'aération à chaque cycle d'aération, afin de ne pas alimenter le décanteur avec des boues trop riches en nitrates (risque de dénitrification dans le décanteur). Elle doit être telle que la durée maximale de présence d'oxygène par cycle soit de l'ordre de deux heures. Comme dans le cas du réglage de T1, la durée de T2 dépend des conditions locales.

➤ Temps minimum d'arrêt (T3)

Cette temporisation détermine la durée minimale d'arrêt de l'aération par cycle afin que s'opère la dénitrification.

Elle doit être telle que la durée minimale d'anoxie dans les boues soit d'au moins six heures par jour, ce qui correspond à une

durée d'anoxie par cycle comprise entre $\frac{1}{2}$ heure et $\frac{3}{4}$ d'heure.

Lorsque l'installation est proche de sa charge nominale, les durées d'anoxie par cycle sont proches des durées d'arrêt de l'aération. Lorsqu'elle est en sous-charge, les durées d'arrêt de l'aération seront d'autant plus longues que l'aération est surdimensionnée (temps de latence correspondant à la consommation de l'oxygène dissous par les boues après l'arrêt de l'aération).

➤ Temps maximum d'arrêt (T4)

Cette temporisation détermine la durée maximale d'arrêt de l'aération par cycle afin que les boues ne soient pas privées d'oxygène durant un temps trop long.

Elle doit être telle que la durée maximale d'anoxie par cycle soit inférieure à 2 heures (1 h 30 dans le cas de stations équipées d'un bassin d'anoxie en tête).

Si le fonctionnement de l'aérateur n'est commandé que par les temporisations, l'association de deux à deux des temporisations permet de déterminer :

- le nombre minimum de cycles par jour :
$$N_{\text{mini}} = 24 / (T2 + T4)$$
- le nombre maximum de cycles par jour :
$$N_{\text{maxi}} = 24 / (T1 + T3)$$
- le nombre de cycles correspondant à la durée minimale de marche de l'aération par jour :
$$N_B = 24 / (T1 + T4)$$
- le nombre de cycles correspondant à la durée maximale de marche par jour :
$$N_A = 24 / (T2 + T3)$$

A partir des deux dernières valeurs, on déduit les durées maximales et minimales journalières de marche de l'aération :

- durée minimale journalière de marche :
$$\text{Durée}_{\text{min}} = N_A \times T1$$
- durée maximale journalière de marche :
$$\text{Durée}_{\text{max}} = N_B \times T2$$

ASSERVISSEMENT PAR SEUIL D'OXYGÈNE DISSOUS

Un seuil haut commande l'arrêt de l'aération (dont la puissance est fixe). Une temporisation dite « temporisation d'anoxie » est mise en marche lorsque la concentration d'oxygène dissous, descend sous un seuil bas (0,5 mg/l). A son terme (½ heure à 1 heure) le redémarrage de l'aérateur est effectué. La mise en place de temporisations minimale et maximale de marche et d'arrêt de l'aérateur est comme précédemment impérative. Le réglage du seuil haut suit la même démarche que dans le cas du potentiel rédox.

La sonde oxymétrique, qui a l'avantage d'être d'un entretien facile, doit faire l'objet d'une vérification visuelle journalière (afin de vérifier l'absence de filasses), d'un nettoyage et si nécessaire d'un ré-étalonnage hebdomadaire.

ASSERVISSEMENT PAR SEUIL D'OXYGÈNE DISSOUS ET DE POTENTIEL D'OXYDO-RÉDUCTION

Lorsque la puissance d'aération est fixe, l'arrêt de l'aération à partir d'un seuil de concentration d'oxygène dissous et son redémarrage sur un seuil rédox constitue une solution intéressante, la variation de la concentration d'oxygène en fin de nitrification étant plus nette que celle du potentiel rédox (figure III.4).

ASSERVISSEMENT MULTI-SEUILS

Une puissance d'aération rendue modulable par la mise en place de plusieurs surpresseurs, de surpresseurs bi-vitesses ou de tout autre équipement permettant de faire varier le débit d'air injecté constitue un atout incontestable pour toute station d'épuration à boues activées. Dans le même temps les asservissements décrits précédemment sont rendus plus complexes.

Si une faible puissance d'aération (petit surpresseur) est suffisante pour maintenir la concentration en oxygène dissous comprise entre 0,5 et 1 mg/l durant les heures de pointe par temps sec, l'ensemble des asservissements

s'effectuera en petite vitesse*, à la fois pour des raisons d'économie d'énergie mais également pour fixer aisément le seuil d'arrêt de l'aération (figure III.4).

Pour faire face à une surcharge organique la puissance d'aération par petite vitesse peut s'avérer insuffisante. Le passage par grande vitesse peut être enclenché après une temporisation de démarrage qui permettra d'évaluer la concentration en oxygène dissous passé un délai fixé. Le changement de la puissance d'aération modifiant la concentration d'oxygène dissous d'équilibre (entre l'oxygène fourni et sa consommation par la biomasse), la valeur seuil d'arrêt de l'aération devra être modifiée, ce qui implique la mise en place d'un double jeu de valeurs de consigne adapté à la puissance d'aération mobilisée. De fréquents basculements d'une puissance à l'autre qui induiraient une grande imprécision sur les asservissements doivent être rendus impossibles.

Un démarrage direct en grande vitesse est recommandé chaque fois que l'on sait la puissance d'aération « petite vitesse » insuffisante ou limite. Une détection automatique des surcharges en entrée de station permet ce basculement mais le forçage manuel doit toujours pouvoir s'opérer (cf. p.50).

ASSERVISSEMENTS DYNAMIQUES

Des stratégies d'asservissement plus complexes sont basées sur la cinétique d'évolution du potentiel d'oxydo-réduction pendant la phase aérée.

Des temporisations successives rythment les prises de mesure de potentiel. Les plages de potentiel dans lesquelles se situent les valeurs, fournissent l'information nécessaire au procédé pour décider de la puissance d'aération à mettre en œuvre et des temporisations minimales de marche à respecter. Ce type d'asservissement par plage de potentiel plutôt que par seuil, permet dans une certaine mesure de s'affranchir des dérives du capteur de potentiel entre deux nettoyages en contrepartie d'un calage des plages de seuil délicat.

* Pour les systèmes d'injection d'air à travers des membranes, un débit d'air surfacique minimum devra être respecté.

AUTOMATISATION DE L'AÉRATION PAR RÉGULATION ET ASSERVISSEMENTS

Lorsque l'installation le permet, la concentration en oxygène dissous est maintenue la plus proche possible d'une valeur de consigne définie par l'exploitant, par variation de la vitesse de rotation d'un turbo-compresseur* : dans ces conditions, la puissance d'aération fournie est toujours à l'optimum face à la charge polluante à traiter. L'arrêt du turbo-compresseur peut être piloté de plusieurs façons :

- par atteinte d'un seuil de potentiel rédox dont les variations, dans ce cas, sont indépendantes de la concentration en oxygène dissous,
- par la mesure de sa vitesse de rotation, un ralentissement notable étant lié à la baisse de la respiration à la fin de la phase de nitrification,
- par horloge ou automate programmable.

La concentration d'oxygène dissous peut également être maintenue proche d'une valeur de consigne par basculement entre une petite vitesse et une grande vitesse ou par sélection d'un nombre variable de surpresseurs en fonctionnement.

L'arrêt du ou des surpresseurs peut être piloté :

- par atteinte d'un seuil haut (en petite vitesse ou pour un nombre réduit de surpresseurs en service),
- par horloge ou automate programmable.

Le redémarrage de l'aération pourra être asservi à un seuil bas de potentiel ou prédéterminé par horloge ou automate programmable.

AUTOMATISATION DE L'AÉRATION À PARTIR DE MESURES RESPIROMÉTRIQUES

Le choix de la durée d'aération et de la puissance la plus adaptée à la charge à traiter peut être effectué à partir d'une mesure préalable de la respiration : l'aération est mise en

marque quelques minutes à puissance maximale pour atteindre une concentration d'oxygène dissous prédéterminée (3-4 mg/l). La respiration est ensuite mesurée durant un arrêt de courte durée, le choix de la durée d'aération et de la puissance étant alors effectué automatiquement à partir de la demande en oxygène mesurée. Contrairement aux asservissements par seuils, la mesure de la respiration n'est pas dépendante de la puissance sélectionnée. En revanche, ce procédé double à chaque usage le nombre de démarrages, et présente l'inconvénient de ne pas prendre en compte la charge admise entre deux mesures de respiration.

Automatisation de la recirculation

Il n'y a pas lieu d'adopter des réglages particuliers de la recirculation du fait de l'élimination de l'azote.

Le taux de recirculation appliqué est compris entre 100 et 150 % du débit journalier sauf si :

- le facteur de concentration des boues est très élevé (de l'ordre de 2,5 à 3) ; le taux de recirculation peut alors être légèrement diminué,
- les installations reçoivent un débit très faible, comparé au débit nominal du projet ; le taux de recirculation peut alors atteindre 300 à 400 %.

En réseau séparatif, la répartition des périodes de recirculation peut être commandée par un doseur cyclique. Toutefois, il paraît plus sûr de moduler grossièrement les temps de fonctionnement proportionnellement aux variations de débits reçus par la station, modulation qui tend à rendre constante la masse de boues présente dans le décanteur secondaire. On veillera néanmoins, dans ce schéma, à renforcer la recirculation du début de nuit afin que les temps de séjour des boues ne soient pas

* Hors du cadre de ce document.

trop importants durant cette période de faible alimentation où la masse de boues accumulées au cours de la journée peut encore être forte.

D'autre part, une amélioration notable de la dénitrification peut être obtenue en faisant coïncider les périodes de recirculation avec les périodes d'arrêt du dispositif d'aération.

Il reste globalement possible d'asservir la recirculation à l'aide d'une horloge à plots (les plots de cinq minutes permettent toute la souplesse désirée).

En réseau unitaire, la recirculation des boues sera impérativement asservie au débit d'entrée par temps de pluie. Le taux de recirculation devra être augmenté après un épisode pluvieux afin de renvoyer en aération les boues accumulées dans le décanteur.

50 Acquisition complémentaire de données

La fiabilité du traitement de l'azote, particulièrement par temps de pluie en réseau unitaire est renforcée par l'évaluation à priori de la charge en entrée, la maîtrise en temps réel de la concentration de boues dans le bassin d'aération, la détection de pertes de MES en sortie et la connaissance de la dynamique du voile de boues dans le décanteur.

CHARGE EN ENTRÉE

Pour les stations de capacité de traitement supérieure à 2 000 équivalents-habitants, un débitmètre est imposé au cahier des charges pour la mesure des débits à l'entrée ou (et) à la sortie (arrêté du 22/12/94).

La connaissance du débit admis sur les installations est utile pour ajuster les débits de recirculation (maintien du taux de boues dans le bassin d'aération) et de circulation des

liqueurs (réglage du temps de passage en bassin d'anoxie – annexe X).

Il peut également permettre de détecter l'augmentation d'un débit d'eaux usées gonflé par les pluies (écart par rapport au temps sec). Dans ce cas, l'association débitmètre-conductimètre ou débitmètre-turbidimètre permet de savoir si le flux est chargé par le rinçage du réseau d'assainissement. Ces informations peuvent être prises en compte dans la logique d'asservissement de l'aération et dans la gestion du stockage des flux polluants.

POIDS DES BOUES

La concentration des MES dans le bassin d'aération peut être estimée en temps réel à l'aide d'un capteur optique. Cette mesure est réalisée en continu lorsque l'aération et le brassage sont dissociés ou bien, dans le cas contraire, après ¼ d'heure de marche de l'aération.

Elle est utile au maintien d'une concentration optimale de MES en aération par réglage de la recirculation et des soutirages.

TURBIDITÉ

En sortie de station, la turbidité est utile pour alerter l'exploitant sur la présence de particules de boues dans l'eau traitée susceptibles de dégrader la qualité du rejet. La mesure à ce niveau n'est bien évidemment pas préventive, mais permet d'ajuster ou de modifier des réglages d'aération, de recirculation ou de soutirage pour améliorer la gestion des installations.

NIVEAU DU VOILE DE BOUES DANS LE CLARIFICATEUR

Une mesure optique du niveau de voile de boues dans le clarificateur permet un contrôle en temps réel de la charge hydraulique admissible sur l'installation. Elle est particulièrement recommandée pour la maîtrise des surcharges hydrauliques par temps de pluie.

TRAITEMENT DE L'AZOTE PAR LES BOUES ACTIVÉES À TRÈS FAIBLE CHARGE AVEC BASSIN D'ANOXIE EN TÊTE

Dans cette filière, une zone non aérée et brassée est placée en amont du bassin d'aération. Elle reçoit l'eau brute, les boues de recirculation (en provenance du décanteur) et de la « liqueur mixte » issue du bassin d'aération (boucle de circulation) [figure IV.1].

L'efficacité du bassin d'anoxie dépend de trois facteurs principaux :

- le maintien de conditions anoxiques ($O_2 = 0$),
- la charge et la qualité de la matière organique apportée par l'eau usée,
- l'apport de nitrates par l'intermédiaire des boucles de circulation et de recirculation.

Le premier facteur peut être contrôlé en fixant un temps de passage minimum dans le bassin d'anoxie, le second n'est pas maîtrisable (hors ajout de carbone non envisageable économiquement) et le troisième est très limitant si la concentration de nitrates résiduelle est faible (le débit de circulation appliqué étant limité par un temps de passage minimum à respecter).

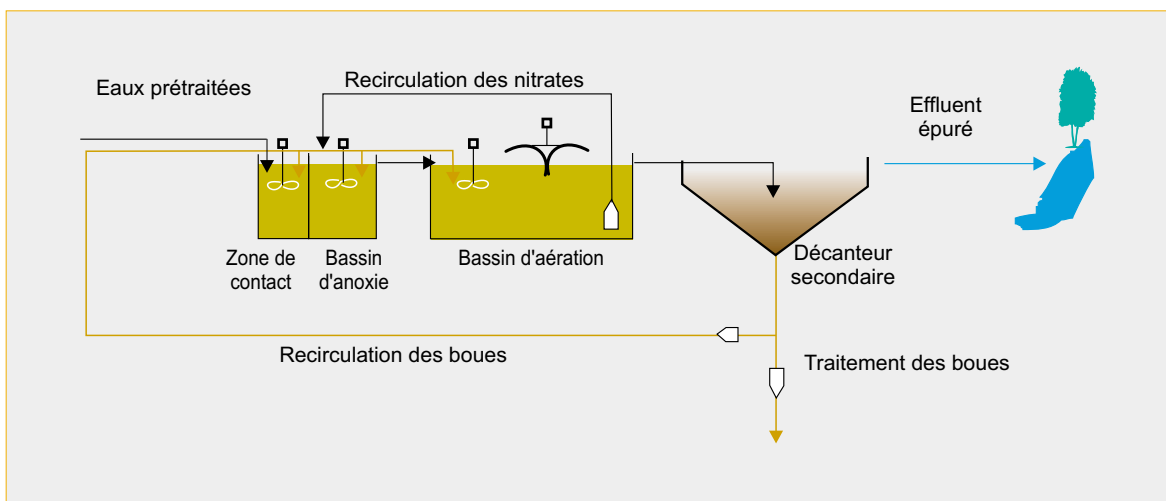
La mise en place d'une telle filière, plus compliquée et plus coûteuse qu'une station sans zone d'anoxie paraît donc a priori peu recommandable pour traiter des eaux usées domestiques sauf dans les cas où la dénitrification en bassin d'aération ne peut être réalisée correctement (absence d'agitateurs, absence d'un suivi minimum entraînant des risques réels de sur-aération). Lorsqu'elle est en sous-charge, une station équipée d'un bassin d'anoxie en tête peut réaliser une déphosphatation biologique partielle, par mise à l'arrêt de la boucle de circulation, le bassin d'anoxie faisant alors fonction de bassin anaérobie.

Dimensionnement

VOLUME DE L'ENSEMBLE
BASSIN D'AÉRATION
+ BASSIN D'ANOXIE EN TÊTE

Le critère âge total de boues (ou charge massique) reste le critère de base à respecter. Le volume de l'ensemble (bassin d'aération + bassin d'anoxie en tête) est égal au volume du bassin d'aération d'un bassin unique déterminé selon les calculs exposés à la page 32.

Figure IV.1. – Filière boues activées avec bassin d'anoxie en tête



VOLUME DU BASSIN D'ANOXIE

Le bassin d'anoxie en tête réalise une dénitrification complémentaire de celle obtenue par le séquençage de l'aération du bassin d'aération.

L'objectif est de maintenir, en moyenne, un temps de passage compris entre une et deux heures dans le bassin d'anoxie pour obtenir des conditions anoxiques sans risque de carence trop longue en oxygène susceptible d'être à l'origine de désordres biologiques. Dans ce but, on maintiendra un temps de passage d'une heure au débit de pointe de temps de pluie avec un taux de recirculation des boues décantées de 100 % du débit entrant (annexe X). Ceci implique que :

le volume du bassin d'anoxie soit égal à deux fois le volume horaire de pointe par temps de pluie.

CAPACITÉ D'OXYGÉNATION

La demande totale journalière en oxygène des boues est identique à celle calculée dans le cas d'un bassin unique (tableau A.VII.2).

La puissance d'aération (annexe VIII) est déterminée de façon identique à celle installée pour les bassins uniques à l'exception de la durée nominale de fonctionnement de l'aération qui est fixée à 18 heures par jour au lieu de 14, une partie de la dénitrification étant effectuée dans le bassin d'anoxie.

ÉLÉMENTS DE CONCEPTION

Le passage de la boue du bassin d'anoxie vers le bassin d'aération doit s'effectuer par surverse pour éviter de piéger des flottants en tête (phénomène pouvant être à l'origine de moussage biologique). Il peut être également intéressant d'admettre directement une partie des eaux brutes dans le bassin d'aération par temps de pluie pour maintenir un débit de circulation élevé tout en respectant un temps de passage supérieur à une heure dans le bassin d'anoxie. Celui-ci doit être brassé.

VALIDATION DU DIMENSIONNEMENT À PARTIR DE CRITÈRES CINÉTIQUES

Les ordres de grandeurs de vitesses de nitrification estimés à une charge voisine de la charge nominale sont rassemblés en annexe XI. On montre qu'à 10 °C, la durée cumulée d'aération journalière (18 heures) prise en compte pour le calcul de la puissance d'aération est compatible avec une nitrification poussée des eaux usées (tableau A.XI.1).

Les ordres de grandeurs de vitesses de dénitrification à une charge voisine de la charge nominale sont rassemblés en annexe XI (tableau A.XI.2). On montre qu'à 10 °C, les concentrations théoriques résiduelles de nitrates dans l'eau épurée sont très faibles si la gestion de la circulation de la liqueur mixte et de la recirculation des boues décantées est optimisée.

Automatisation de l'aération

Les règles énoncées dans le cas des stations d'épuration sans bassin d'anoxie en tête restent applicables. Le séquençage de l'aération est obligatoire pour obtenir les faibles concentrations résiduelles de nitrates recherchées.

Automatisation de la recirculation et de la circulation des boues

Afin de maintenir un temps de passage dans le bassin d'anoxie compris entre 1 et 2 heures, le taux de recirculation étant fixé (cf. p.49-50), le débit de circulation doit être ajusté en fonction du débit d'entrée. Il doit être réduit lorsque le débit d'eau brute augmente (tableau A.X.1) et inversement. Les règles applicables à la recirculation sont celles définies aux pages 49 et 50.



La mise en place de traitements poussés de l'azote pour la protection des milieux aquatiques superficiels est dorénavant reconnue dans la plupart des cas comme primordiale.

Les textes réglementaires récemment élaborés ont pris en compte cette nécessité tandis que des progrès étaient réalisés dans la conception et la gestion technique des stations d'épuration destinées à traiter l'azote.

Parmi les filières de traitement mises en place pour le traitement des eaux usées des petites collectivités, les filières à cultures fixées (lits d'infiltration-percolation mais aussi disques biologiques et lits bactériens) sont capables, lorsqu'elles fonctionnent en faible charge, d'assurer une nitrification plus ou moins poussée des influents et une dénitrification toujours très limitée.

Pour des tailles d'installations plus importantes, les biofiltres permettent d'atteindre des rendements très élevés tant en nitrification qu'en dénitrification. Le lagunage naturel reste globalement un procédé efficace vis-à-vis de l'azote, avec une influence saisonnière très marquée, les concentrations résiduelles d'azote

ammoniacal en été pouvant passer de quelques dizaines de mg/l en hiver à quelques mg/l en été, les concentrations d'azote nitrrique en sortie restant toujours très faibles. Le lagunage aéré n'assure une nitrification partielle que s'il est très sous-charge.

Les boues activées fonctionnant à très faible charge, qui représentent la filière majoritaire en termes d'installations construites et de volumes traités, sont capables d'assurer une nitrification et une dénitrification très poussées.

Lorsqu'elles sont alimentées par un réseau unitaire, le traitement d'un maximum d'eau par temps de pluie, tout en conservant une efficacité importante vis-à-vis de l'azote, implique le respect de critères de dimensionnement des ouvrages (bassin d'aération, décanteur) et des équipements (aérateurs, pompes).

La gestion technique de ces installations sera adaptée à la situation : la fourniture d'oxygène doit être ajustée à la charge admise et les séquences de nitrification et de dénitrification contrôlées à l'aide d'un dispositif adéquat (fonctionnement de l'aération en mode horloge ou

cyclique pour les plus petites installations recevant une charge stable par grandes périodes, utilisation de capteurs et asservissement/régulation de l'aération pour les stations plus importantes).

Les réglages d'horloges, automates, les temporisations, les valeurs de seuil d'oxygène dissous et/ou de potentiel rédox après avoir été affichés selon des règles précises doivent être affinés en fonction de la réponse de l'installation et en prenant en compte les différents facteurs locaux (concentration et répartition de la boue dans l'installation, nombre de cycles,

durée journalière cumulée de présence d'oxygène, température, etc.).

L'installation de mesures optiques de la concentration des boues et du niveau de voile de boues, de la turbidité en sortie est de nature à accroître considérablement la fiabilité du traitement.

La mise en place d'un bassin d'anoxie en tête, par contre, n'apporte pas d'amélioration importante comparée à une station classique correctement équipée (séparation des fonctions d'agitation et de brassage, présence d'une sonde oxymétrique au minimum).



LISTE DES ANNEXES

Annexe I – Évolution des vitesses de nitrification en fonction de la charge en NK à traiter (températures de 10 °C et 20 °C)

Annexe II – Évolution des vitesses de dénitrification en fonction de la charge en DCO brute (températures de 10 °C et 20 °C)

Annexe III – Évolution des vitesses de dénitrification en fonction de la charge en DCO filtrée (températures de 10 °C et 20 °C)

Annexe IV – Capacité nominale par temps sec : volumes et débits nominaux moyens

Annexe V – Capacité nominale par temps de pluie : débits et volumes nominaux

Annexe VI – Calcul du volume du bassin d'aération

Méthode des charges massiques

Méthode de l'âge des boues

Annexe VII – Calcul de la demande journalière en oxygène

Annexe VIII – Calcul de la puissance d'aération en bassin unique

Demande horaire en oxygène

Apport horaire en oxygène en eau claire dans les conditions standard

Puissance d'aération à installer (cas des aérateurs de surface)

Puissance d'aération à installer (cas des systèmes d'insufflation d'air)

Annexe IX – Critères cinétiques en bassin unique

Nitrification

Dénitrification

Nitrification / dénitrification

Annexe X – Dimensionnement du bassin d'anoxie en tête

Annexe XI – Critères cinétiques en station à zone d'anoxie en tête

Nitrification

Dénitrification

Annexe XII – Analyse des eaux résiduaires

MES : matières en suspension

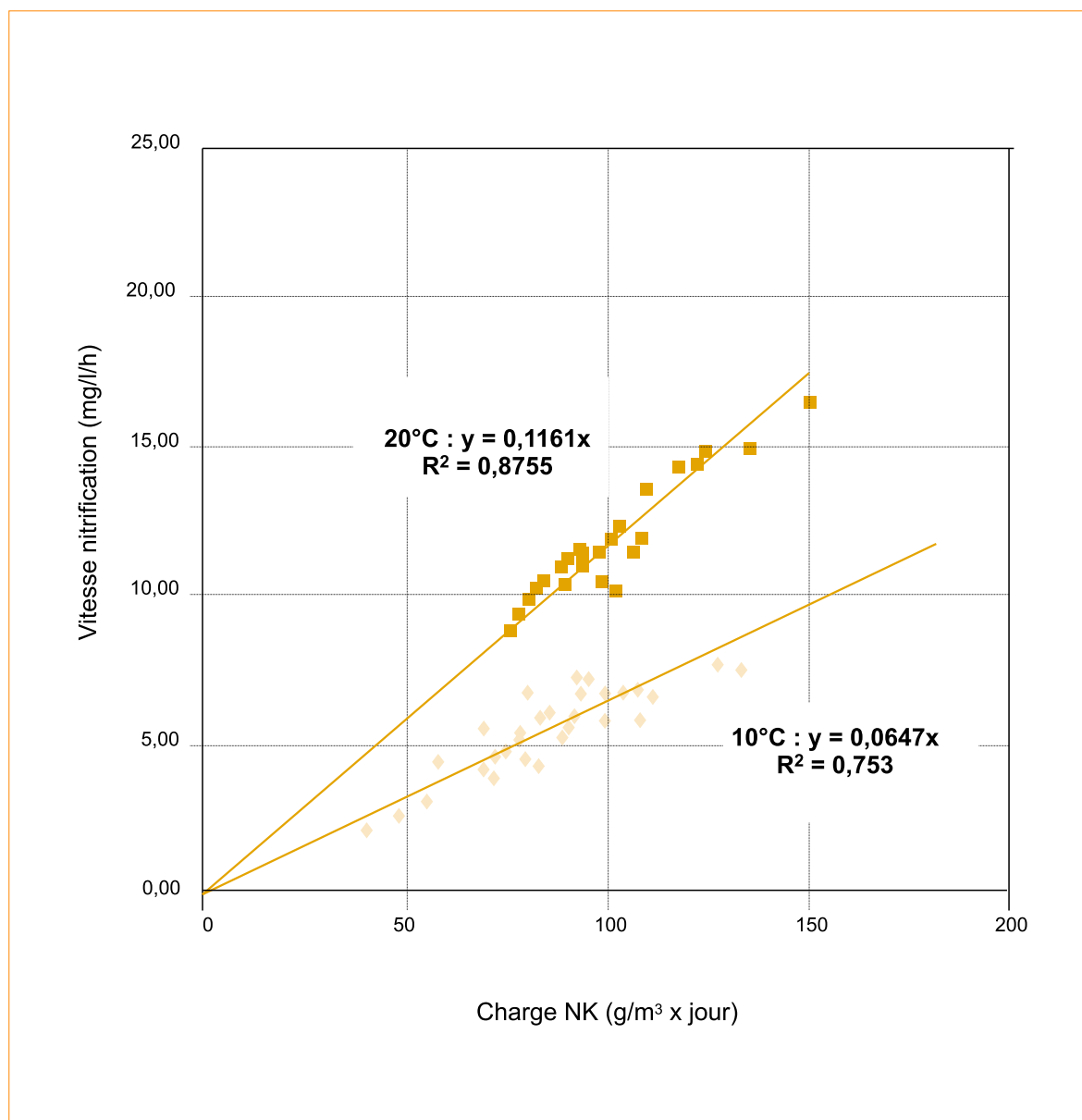
MVS : matières volatiles en suspension

DBO : demande biochimique en oxygène

DCO : demande chimique en oxygène

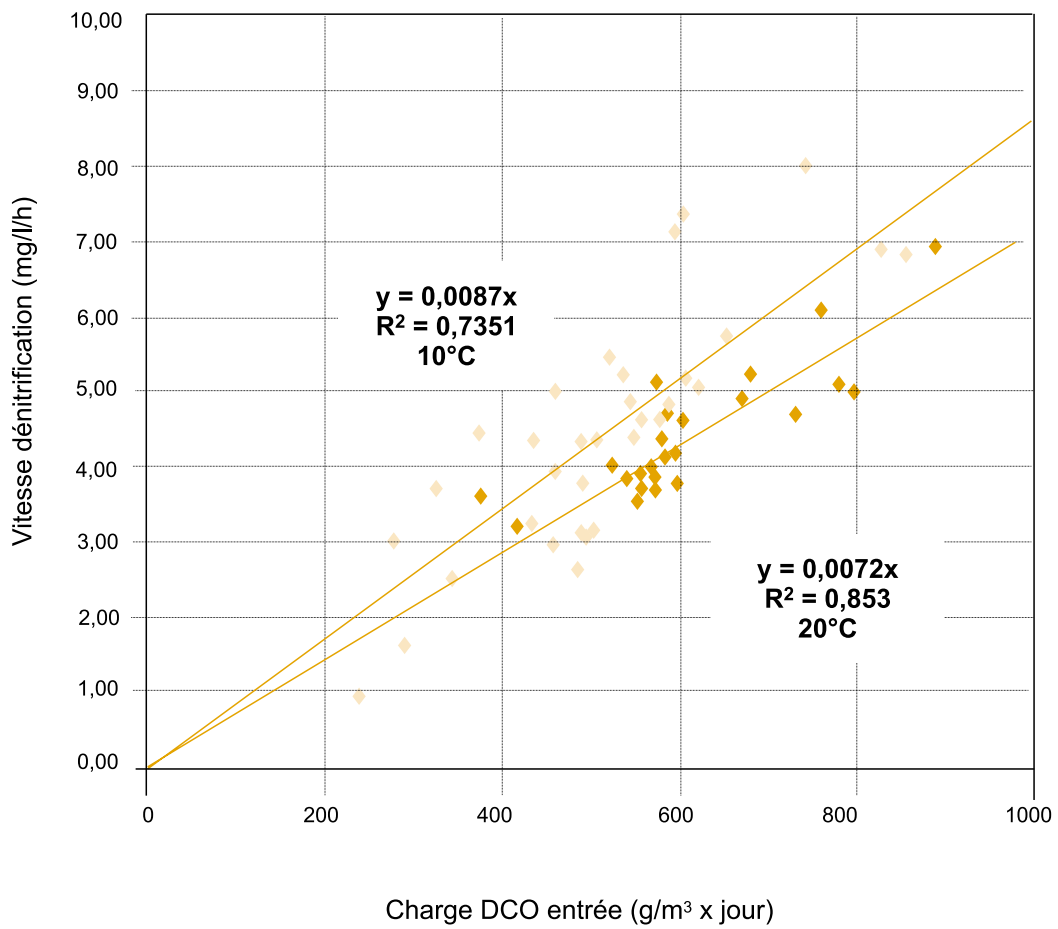
NK : azote Kjeldahl

Annexe I. Évolution des vitesses de nitrification
en fonction de la charge en NK à traiter (températures de 10 °C et 20 °C)

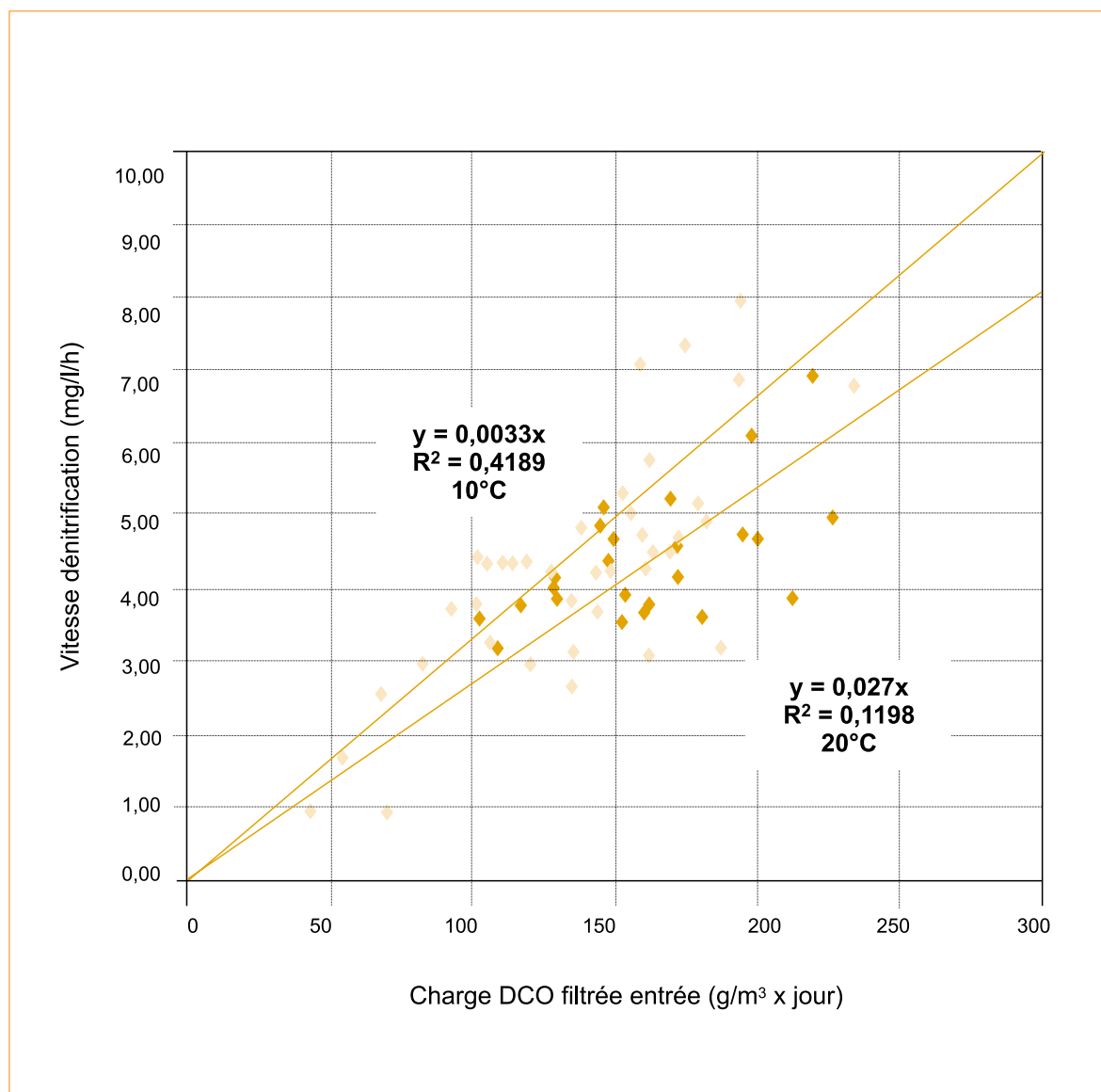


Annexe II. Évolution des vitesses de dénitrification
en fonction de la charge en DCO brute (températures de 10 °C et 20 °C)

60



Annexe III. Évolution des vitesses de dénitrification en fonction de la charge en DCO filtrée (températures de 10 °C et 20 °C)



Annexe IV

Capacité nominale par temps sec : volumes et débits nominaux moyens

Volume journalier ERU*	:	750	m ³	
Volume journalier ERI**	:	30	m ³	
Volume journalier ECP***	:	250	m ³	
Volume journalier temps sec	:	1030	m ³	
Débit moyen horaire ERU	:	Qm_{ERU}	=	31,25 m ³ /h
Débit moyen horaire ERI	:	Qm_{ERI}	=	1,25 m ³ /h
Débit moyen horaire ERU + ERI	:	$Qm_{ERU + ERI}$	=	32,5 m ³ /h
Débit moyen horaire d'eaux parasites	:	Qm_{ECP}	=	10,5 m ³ /h
Débit moyen horaire temps sec	:	Qm_{ts}	=	43 m ³ /h

➤ Débits de pointe temps sec

62

ERU*

Coefficient de pointe temps sec : $Cp_{ts\ ERU}$

$$1,5 + \frac{2,5}{\sqrt{Qm_{ERU}}} \quad \text{avec } Qm_{ERU} \text{ en l/s} \quad \Rightarrow \quad Cp_{ts\ ERU} = 2,34$$

Débit de pointe temps sec : $Qp_{ERU} = Cp_{ts\ ERU} \times Qm_{ERU} = 2,34 \times 31,25 = \mathbf{73\ m^3/h}$

ERI**

$Cp_{ts\ ERI} = 6$
 Débit de pointe : $\mathbf{7,5\ m^3/h}$

ECP***

$Qp_{ECP} = Qm_{ECP} = \mathbf{10,5\ m^3/h}$

ERU + ERI + ECP

Débit de pointe temps sec : $Qp_{ts} = Qp_{ERU} + Qp_{ERI} + Qm_{ECP} = \mathbf{90\ m^3/h}$

* ERU : eau résiduaire urbaine par temps sec.

** ERI : eau résiduaire industrielle.

*** ECP : eau claire parasite.

Les charges nominales par temps sec (tableau A.IV.1) sont établies à partir de mesures et/ou de charges forfaitaires. Il s'agit en principe des flux moyens journaliers correspondant à la semaine par temps sec la plus chargée.

Tableau A.IV.1. – Charges nominales par temps sec pour chaque paramètre : cas d'une STEP de 5 000 EH

Paramètres	Charges nominales par temps sec (kg/j)
DCO	700 ERU + 60 ERI = 760
DBO	300 ERU + 30 ERI = 330
MES	300 ERU + 9 ERI = 309
NK	75 ERU + 2 ERI = 77
P	20 ERU + 0,8 ERI = 20,8

Un niveau de traitement (tableau A.IV.2) est associé à cette capacité. Les niveaux de traitement visés en pratique pourront être plus contraignants que les exigences minimum réglementaires requises afin de garantir la fiabilité et l'efficacité du traitement.

Tableau A.IV.2. – Exemple d'exigences minimum de rejet jusqu'à la capacité nominale par temps sec

Paramètres	Niveaux de rejet
DCO*	< 125 mg/l et > 75 %
DBO*	< 25 mg/l et > 80 %
MES*	< 35 mg/l et > 90 %
N-NH ₄ *	< 8 mg/l
NK*	< 10mg/l
NGL	/

* 95 % du temps

Remarques

- Une concentration d'azote ammoniacal de l'ordre de 1 à 2 mg/l sera visée en pratique pour assurer la fiabilité de la nitrification indépendamment des variations journalières de la charge entrante et de l'évolution du taux de boues entre deux extractions.
- De même, une dénitrification poussée sera recherchée ($N-NO_3 < 5 \text{ mg/l}$) afin de prévenir tout risque de dénitrification parasite dans le décanteur.

Annexe V Capacité nominale par temps de pluie : débits et volumes nominaux

➤ Débits

On considère, d'un point de vue technico-économique, que le débit de pointe maximum admissible par temps de pluie ($Q_{p_{Tp}}$) s'établit aujourd'hui à :

$$Q_{p_{Tp}} = 3 \times Q_{m_{Ts}} + Q_{ECP} \quad \text{avec}$$

$Q_{p_{Tp}}$ = débit de pointe par temps de pluie (m^3/h)
 $Q_{m_{Ts}}$ = débit moyen par temps sec – hors eaux claires parasites – (m^3/h)
 Q_{ECP} = débit d'eau claire parasite (m^3/h)

Le volume journalier nominal par temps de pluie pourra donc être égal au plus à $24 Q_{p_{Tp}}$.

$$\text{Débit de pointe par temps de pluie : } Q_{p_{Tp}} = 3Q_{m_{ERU+ERI}} + Q_{m_{ECP}} = 3 \times 32,5 + 10,5 = 110 \text{ m}^3/h$$

$$\text{Volume journalier nominal par temps de pluie : } 24 \times 110 = 2590 \text{ m}^3$$

$$\text{Volume d'eau de pluie restituable en 24 heures : } 2590 - 1030 = 1560 \text{ m}^3 \text{ soit } 65 \text{ m}^3/h$$

➤ Charges

La charge nominale par temps de pluie est le produit de la charge nominale par temps sec par un facteur multiplicatif (tableau A.V.1). C'est la charge maximale admissible sur l'étage biologique durant une journée de pluie ou de vidange de bassin d'orage (tableau A.V.2). Une exigence de qualité du rejet moins sévère que la précédente pourra être fixée lorsque la charge admise sur le traitement biologique est comprise entre la charge nominale par temps sec et la charge nominale par temps de pluie (tableau A.V.3).

En première approximation, les facteurs multiplicatifs suivants pourront être pris en compte :

Tableau A.V.1. – Facteurs multiplicatifs
(charge nominale par temps de pluie /charge nominale par temps sec)

Paramètre	DCO	DBO	MES	N	P
Facteur multiplicatif	1,8	1,5	2,2	1,3	1,3

Tableau A.V.2.
Charge nominale par temps de pluie
pour chaque paramètre

Paramètres	Charges nominales par temps de pluie (kg/j)
DCO	$760 \times 1,8 = 1368$
DBO	$330 \times 1,5 = 495$
MES	$309 \times 2,2 = 680$
NK	$77 \times 1,3 = 100$
P	$20,8 \times 1,3 = 27$

Tableau A.V.3.
Exemple d'exigences minimum de rejet
entre la capacité nominale par temps sec
et la capacité nominale par temps de pluie

Paramètres	Niveaux de rejet
DCO*	< 125 mg/l ou > 75 %
DBO*	< 25 mg/l ou > 80 %
MES*	< 35 mg/l ou > 90 %
N-NH4*	< 8 mg/l
NK**	< 15 mg/l
NGL**	< 20 mg/l

* 95 % du temps

** en moyenne annuelle

Annexe VI. Calcul du volume du bassin d'aération

> Méthode des charges massiques

À la charge en DBO correspondant au jour moyen d'une semaine « type », la charge massique est inférieure ou égale à 0,1 kg DBO/kg MVS.j.

Charge en DBO correspondant au jour moyen d'une semaine « type » :

$$[330 \times 5 + 495 \times 2] / 7 = \mathbf{377 \text{ kg DBO/jour}}$$
 (hors éventuels retours en tête).

$$\text{MES} = 4,2 \text{ g/l} \quad \text{MVS} = 70 \% \quad \text{soit MVS} = \mathbf{3 \text{ g/l}^*}$$

$$V = \text{DBO} / \text{Cm} \times [\text{MVS}]$$

$$\Rightarrow \text{Volume du bassin d'aération} : 377 / 0,1 \times 3 = \mathbf{1257 \text{ m}^3}$$

> Méthode de l'âge des boues

À la charge en DBO correspondant au jour moyen d'une semaine « type », l'âge des boues est supérieur ou égal à 17 jours.

Production journalière de boues à la charge nominale par temps sec :

$$k [\text{MES} + \text{DBO}] / 2 = 0,84 [309 + 330] / 2 = 268 \text{ kg MES/jour}$$

Production journalière de boues à la charge nominale par temps de pluie :

$$0,84 [680 + 495] / 2 = 494 \text{ kg MES/jour}$$

Production journalière de boues d'une semaine type :

$$[268 \times 5 + 494 \times 2] / 7 = 332 \text{ kg MES/jour}$$

$$\Rightarrow \text{Volume du bassin d'aération} : \Delta \text{MES} \times A / [\text{MES}] = 332 \times 17 / 4,2^* = \mathbf{1343 \text{ m}^3}$$

Le volume retenu sera de 1300 m³

À la **charge nominale** par **temps sec**, pour une concentration de MVS de 2,8 g/l (4 g/l MES), la charge massique sera alors de 0,09 kg DBO/kg MVS.j et l'âge des boues de 19,5 jours. À la **charge nominale** par **temps de pluie**, la charge volumique sera de 0,38 kg DBO/m³.j, ce qui correspond à une charge massique comprise entre 0,11** et 0,14*** kg DBO/kg MVS.j selon la concentration de MVS dans le bassin d'aération.

* Prise en compte d'une augmentation de la production de boues, par temps de pluie.

** Concentration en MVS de 3,5 g/l.

*** Concentration en MVS de 2,8 g/l.

Annexe VII. Calcul de la demande journalière en oxygène

Tableau A.VII.1. – Calcul de la masse d'azote journalière à nitrifier (hors retours en tête)

	Charge nominale par temps sec (kg/j)	Charge nominale par temps de pluie (kg/j)
$NK_{\text{entrée}}$: azote Kjeldahl eau brute	77	100
N_{opr} : azote organique particulaire réfractaire (2 % NK eau brute)	$0,02 \times 77 = 1,55$	$0,02 \times 100 = 2$
N_{osr} : azote organique soluble réfractaire (2 % NK eau brute)	$0,02 \times 77 = 1,55$	$0,02 \times 100 = 2$
N_{ass} : azote assimilé = $0,05 \text{ DBO}_{\text{éliminée}}$	$0,05 \times 0,95 \times 330 = 15,7$	$0,05 \times 0,95 \times 495 = 23,5$
$N-NH_{4 \text{ rejet}}$: $N-NH_4$ résiduel x volume journalier	$1 \times 1,03 = 1$	$1 \times 2,59 = 2,59$
N_{nit} : azote à nitrifier	57	70

Tableau A.VII.2. – Calcul de la masse d'azote journalière à dénitrifier

	Charge nominale par temps sec (kg/j)	Charge nominale par temps de pluie (kg/j)
N_{nit} : azote à nitrifier	57	70
$N-NO_{3 \text{ rejet}}$: $N-NO_3$ résiduel x volume journalier	$5 \times 1,03 = 5$	$5 \times 2,59 = 13$
$N_{\text{dénit}}$: azote à dénitrifier	52	57

Tableau A.VII.3. – Calcul de la demande journalière en oxygène

	Demande en oxygène [nominal temps sec] (kg O ₂ /j)	Demande en oxygène [nominal temps de pluie] (kg O ₂ /j)
DO_{Mo}	$0,65 \times 0,95 \times 330 = 203,8$	$0,65 \times 0,95 \times 495 = 305,7$
DO_{Nit}	$4,2 \times 57 = 239,4$	$4,2 \times 70 = 294$
$DO_{\text{Endog.}}$	$0,07 \times 3640 = 254,8$	$0,07 \times 4550^* = 318,5$
$AO_{\text{Dénit}}$	$2,85 \times 52 = 148,2$	$2,85 \times 57 = 162,5$
Total	550	755

* Prend en compte le stockage de MES (3,5 g/l de MVS contre 2,8 en temps sec)

Le rendement d'élimination de la DBO est estimé à 95 %.

La valeur de 750 kg O₂/jour sous-entend une récupération d'oxygène par dénitrification optimale ($N-NO_3 = 5 \text{ mg/l}$). Si la nitrification est poussée et la dénitrification légèrement moins performante, la quantité d'oxygène récupérée sera moindre.

La demande journalière en boues retenue en prenant en compte cette éventualité sera de **800 kg O₂/jour**.

Annexe VIII. Calcul de la puissance d'aération en bassin unique

➤ Demande horaire en oxygène

La quantité journalière d'oxygène doit être fournie en 14 heures dans le cas d'un traitement en bassin unique. L'apport horaire d'oxygène en boues doit être égal à :

$$800 / 14 = 57 \text{ kg O}_2/\text{heure}$$

➤ Apport horaire en oxygène en eau claire dans les conditions standard (AH)

L'apport horaire en eau claire dans les conditions standard est obtenu en divisant l'apport en boues par un facteur correctif global (FCG) différent selon le système d'aération installé.

Tableau A.VIII.1. – Calcul de l'apport horaire d'oxygène en eau claire

Système d'aération	AH (kg O ₂ /heure)
Aérateur de surface (FCG = 0,7)	82
Insufflation d'air en moyennes bulles (FCG = 0,7)	82
Insufflation d'air en fines bulles (FCG = 0,5)	114

➤ Puissance d'aération à installer (cas des aérateurs de surface)

En tablant sur un apport spécifique brut (ASB) en eau claire de 1,65 kg O₂/kWh, la puissance totale à installer doit être supérieure à :

$$P = AH / ASB, \text{ soit : } 82 / 1,65 = 50 \text{ kW}$$

➤ Puissance d'aération à installer (cas des systèmes d'insufflation d'air)

On calcule d'abord le débit d'air à insuffler selon l'expression suivante :

$$Q = AH / 0,21 \times \rho \times RO_m \times H$$

avec :

- Q : débit d'air en Nm³/h (à 1013 hPa et 273 °K)
- ρ : masse volumique de l'oxygène 1,42 g O₂/l à 273 °K
- RO_m : efficacité des diffuseurs par mètre d'immersion (%/m)
- H : hauteur d'immersion des diffuseurs

Tableau A.VIII.2 - Calcul du débit d'air à insuffler

Insufflation d'air en fines bulles	Débit d'air (Nm ³ /h)
Sans agitation brassage mécanique séparé (FCG = 0,5 ; RO _m = 0,04 ; H = 5 m)	1910
En chenal avec brassage mécanique séparé (FCG = 0,5 ; RO _m = 0,06 ; H = 5 m)	1275

Remarque : les puissances installées et absorbées sont déterminées à partir des courbes constructeurs prenant en compte le débit et la perte de charge fonction du type de diffuseurs et de la hauteur d'eau. Pour obtenir des débits d'air exprimés à 1013 hPa et 20 °C, les débits normaux seront multipliés par 1,073.

Le tableau A.VIII.3 présente un exemple de résultats obtenus à partir d'une courbe constructeur.

Tableau A.VIII.3 – Détermination de la puissance d'aération à installer (insufflation d'air)

Insufflation d'air en fines bulles	Puissance installée (kW)
Sans agitation brassage mécanique séparé (FCG = 0,5 ; RO _m = 0,04 ; H = 5 m)	55
En chenal avec brassage mécanique séparé (FCG = 0,5 ; RO _m = 0,06 ; H = 5 m)	37 + brassage

Remarque : la puissance d'aération doit impérativement pouvoir être divisée et modulée en fonction de la demande en oxygène (surpresseurs à grande et petite vitesse ou à vitesse variable).

Annexe IX. Critères cinétiques en bassin unique

➤ Nitrification

Il s'agit d'estimer, à partir de vitesses de nitrification (mg N/l.h) proches de celles attendues en aération prolongée à la charge nominale de temps sec pour des ERU, la durée journalière cumulée de présence d'oxygène nécessaire à la nitrification de 57 kg de N-NH₄/jour par temps sec et de 70 kg de N-NH₄/jour par temps de pluie (annexe VII).

La vitesse de nitrification* (exprimée en mg N /l.h) est donnée par la relation* :

$$V_{\text{nit } T} = 0,116 \times 1,06^{T-20} \times C_{\text{vN}}$$

- avec :
- $V_{\text{nit } T}$: vitesse de nitrification à la température T (mg N/l.h)
 - T : température (°C)
 - C_{vN} : charge volumique en N-NK (g N/m³ bassin d'aération.j)

La durée journalière cumulée de présence d'oxygène nécessaire à la nitrification (durée O₂ mini) est obtenue selon l'expression suivante :

$$\text{Durée O}_2 \text{ mini} = \text{NO}_{3 \text{ nit}} \times 1000 / V_{\text{nit}} \times V_{\text{ba}}$$

- $\text{NO}_{3 \text{ nit}}$: masse journalière d'azote à nitrifier (kg/j)
- V_{nit} : vitesse de nitrification (mg N/l.h)
- V_{bassin} : volume du bassin d'aération (m³) (1300 m³)

Tableau A.IX.1. – Estimation des durées journalières cumulées de présence d'oxygène permettant l'obtention d'une nitrification poussée à 20 °C et 10 °C en bassin unique

	C_{vN} (g N/m ³ .j)	$\text{NO}_{3 \text{ nit}}$ (kg/j)	v_{nit} à 20 °C (mg N/l.h)	v_{nit} à 10 °C (mg N/l.h)	Durée O ₂ mini à 20 °C (h/j)	Durée O ₂ mini à 10 °C (h/j)
Nominal temps sec	59	57	6,8	3,8	6 h 30	12
Nominal pluie	77	70	8,9	5,0	8 h **	14**

Sous les hypothèses prises en compte, la nitrification poussée de l'azote ammoniacal est bien obtenue à 10 °C, y compris par temps de pluie, pour une durée journalière de présence d'oxygène conforme aux 14 heures par jour prévues dans le dimensionnement.

A 20 °C et dans des conditions d'oxygénation non limitantes, la population nitrifiante résultant de l'équilibre obtenu par temps sec pourrait faire face à un doublement de la charge azotée à nitrifier par temps de pluie.

* Cette relation est issue d'expérimentations conduites en pilotes (annexe I). Bien que fournissant des résultats cohérents avec ceux obtenus par ailleurs sur sites réels à basse température (Hédouit *et al.*, 1990), elle doit être considérée avec prudence.

** Calcul effectué avec les vitesses de nitrification par temps sec, l'effet d'un accroissement rapide de la charge sur ces vitesses n'étant pas connu. Les durées minimales de présence d'oxygène ainsi calculées sont certainement surestimées.

➤ Dénitrification

Il s'agit alors d'estimer, à partir des vitesses de dénitrification (mg N /l .h) proches de celles attendues en aération prolongée à la charge nominale de temps sec et de temps de pluie pour des ERU, la durée journalière cumulée d'anoxie nécessaire à la dénitrification de 52 kg de N-NO₃/jour par temps sec et de 57 kg de N-NO₃/jour par temps de pluie (tableau A.VII.2). Les valeurs de vitesses prises en compte sont également issues d'expérimentations conduites en pilotes alimentés en eaux usées réelles (annexes II et III). L'influence de la température sur la vitesse de dénitrification en bassin unique sera considérée comme négligeable.

Pour des charges volumiques en DCO totale comprises entre 0,3 et 0,8 kg DCO/m³.j et en DCO filtrée entre 0,1 et 0,25 kg DCO/m³.j, la vitesse de dénitrification entre 10 et 20 °C (exprimée en mg N/l .h) peut être estimée par l'une ou l'autre des relations (annexes II et III) :

$$V_{\text{dénit}} = 8 \times C_{v \text{ DCO totale}} \quad \text{ou} \quad V_{\text{dénit}} = 30 \times C_{v \text{ DCO filtrée}}$$

avec :

$V_{\text{dénit}}$: vitesse spécifique de dénitrification (mg N-NO₃/l.h)

$C_{v \text{ DCO totale}}$: charge volumique en DCO totale (kg DCO totale/m³ bassin d'aération.j)

$C_{v \text{ DCO filtré}}$: charge volumique en DCO filtrée (kg DCO filtrée/m³ bassin d'aération.j)

La durée journalière cumulée d'anoxie nécessaire à la dénitrification (durée anoxie mini) est obtenue selon l'expression suivante :

$$\text{Durée anoxie mini} = \text{NO}_3 \text{ dénit} \times 1000 / V_{\text{dénit}} \times V_{\text{bassin}}$$

avec :

$\text{NO}_3 \text{ dénit}$ = masse journalière d'azote à dénitrifier (kg/j)

$V_{\text{dénit}}$ = vitesse de dénitrification (mg N /l .h)

V_{bassin} = volume du bassin d'aération (m³) (1300 m³)

70

Tableau A.IX.2. – Estimation des durées journalières cumulées d'anoxie nécessaires à l'obtention d'une concentration résiduelle de 5 mg/l de N-NO₃ entre 10 et 20 °C en bassin unique

	$C_{v \text{ DCO totale}}$ (kg/m ³ .j)	$C_{v \text{ DCO filtrée}}$ (kg/m ³ .j)	$\text{NO}_3 \text{ dénit}$ (kg/j)	$v_{\text{dénit}}^*$ (mg N/l.h)	$v_{\text{dénit}}^{**}$ (mg N/l.h)	Durée anoxie mini ** (h/j)
Nominal temps sec	0,58	0,14	52	4,6	4,2	9,5
Nominal pluie	1,05	0,15	57	8,4	4,5	9,7

* calculée à partir de la DCO totale

** calculée à partir de la DCO filtrée

Sous les hypothèses prises en compte, la dénitrification poussée de l'azote nitrique est bien obtenue par temps sec et par temps de pluie, entre 10 et 20°C, pour une durée journalière d'anoxie inférieure à 10 heures.

➤ Nitrification / dénitrification

À 20 °C, la somme des durées journalières d'aération et d'anoxie minimum requises pour traiter la charge nominale par temps de pluie serait inférieure à 18 heures, ce qui laisse à l'exploitant une grande souplesse de réglage de la durée de l'aération. Néanmoins, la puissance d'aération installée, si elle n'intégrait pas de facteurs de sécurité serait insuffisante **à la charge nominale** pour fournir l'oxygène nécessaire à la nitrification sur une durée inférieure aux 14 heures prévues par le dimensionnement.

À 10 °C, la somme des durées journalières d'aération et d'anoxie minimum requises pour traiter la charge nominale par temps de pluie serait proche de 24 heures. La fenêtre de réglage est donc beaucoup plus étroite qu'à 20 °C, mais les niveaux de traitement visés seraient obtenus. Le dépassement de la valeur optimum de présence d'oxygène se traduirait par un accroissement progressif de la concentration de nitrates en sortie et l'inverse par une augmentation de la concentration d'azote ammoniacal.

Annexe X. Dimensionnement du bassin d'anoxie en tête

Volume du bassin = deux fois le volume horaire de pointe par temps de pluie = $2 \times 110 = 220 \text{ m}^3$

Débit de recirculation à maintenir sur le $Q_{p_{tp}}$: 100 %

L'objectif est de maintenir un temps de passage compris entre 1 et 2 heures dans le bassin d'anoxie.

- Temps de passage maximum de 2 heures → débit total transitant à travers le bassin d'anoxie supérieur à $110 \text{ m}^3/\text{h}$.
- Temps de passage minimum de 1 heure → débit total transitant à travers le bassin d'anoxie inférieur à $220 \text{ m}^3/\text{h}$.

Tableau A.X.1. – Circulation de la liqueur mixte, recirculation des boues décantées et temps de passage

$Q_{\text{entrée}}$ (m^3/h)	$Q_{\text{recirculé}}$ (m^3/h)	Temps de passage (TP), circulation arrêtée (h)	Q circulation minimum TP < 2 heures (m^3/h)	Q circulation maximum TP > 1 heure (m^3/h)
110 ($Q_{p_{tp}}$)	$\times 100\% = 110$	1 h	/	0
90 ($Q_{p_{15}}$)	$\times 150\% = 130$	1 h	/	0
43 ($Q_{m_{15}}$)	$\times 150\% = 65$	2 h	/	112
20	$150\% = 30$	4 h 20	60 (300 %)	170

Le calcul conduit à installer trois pompes de circulation et trois pompes de recirculation aux débits suivants :

Pompes de circulation : pompe 1 : $110 \text{ m}^3/\text{h}$; pompe 2 : $55 \text{ m}^3/\text{h}$; pompe 3 : $55 \text{ m}^3/\text{h}$

Pompes de recirculation: pompe 1 : $110 \text{ m}^3/\text{h}$; pompe 2 : $55 \text{ m}^3/\text{h}$; pompe 3 : $55 \text{ m}^3/\text{h}$

Débit par temps sec : possibilité de circuler $100 \text{ m}^3/\text{h}$ en moyenne et/ou d'utiliser le bassin d'anoxie en bassin anaérobie partiellement (nuit) ou tout le temps.

Remarque : en réseau séparatif, le dimensionnement du bassin d'anoxie sera également effectué sur deux fois le volume horaire de pointe par temps de pluie.

Annexe XI. Critères cinétiques en station à bassin d'anoxie en tête

➤ Nitrification

Il s'agit d'estimer, à partir de vitesses de nitrification (mg N/l.h) proches de celles attendues en aération prolongée à la charge nominale par temps sec pour des ERU, la durée journalière cumulée de présence d'oxygène nécessaire à la nitrification de 57 kg de N-NH₄/jour par temps sec et de 70 kg de N-NH₄/jour par temps de pluie (annexe VIII). Comme dans le cas du bassin unique, les valeurs de vitesses prises en compte sont issues d'expérimentations conduites en pilotes.

Pour prendre en compte des vitesses de nitrification plus élevées du fait de l'existence du bassin d'anoxie (Stricker, 1995), les vitesses obtenues en bassin unique ont été arbitrairement majorées de 10 %.

La vitesse de nitrification (exprimée en mg N/l.h) est donc donnée par la relation :

$$V_{\text{nit } T} = 0,128 \times 1,06^{T-20} \times C_{\text{vN}}$$

avec :

$V_{\text{nit } T}$: vitesse de nitrification à la température T (mg N/l.h)

T : température (°C)

C_{vN} : charge volumique en N-NK (g N/m³ bassins.j)

La durée journalière cumulée de présence d'oxygène nécessaire à la nitrification (Durée O₂ mini) est obtenue selon l'expression suivante :

$$\text{Durée O}_2 \text{ mini} = \text{NO}_{3 \text{ nit}} \times 1000 / V_{\text{nit}} \times V_{\text{bassin}}$$

avec :

$\text{NO}_{3 \text{ nit}}$ = masse journalière d'azote à nitrifier (kg/j)

V_{nit} = vitesse de nitrification (mg N/l.h)

V_{bassin} = volume du bassin d'aération (m³) (1080 m³)

Tableau A.XI.1. – Estimation des durées journalières cumulées de présence d'oxygène permettant l'obtention d'une nitrification poussée à 10 °C et 20 °C en bassin d'aération après un bassin d'anoxie

	C_{vN} (g N/m ³ .j)	$\text{NO}_{3 \text{ nit}}$ (kg/j)	V_{nit} à 20 °C (mg N/l.h)	V_{nit} à 10 °C (mg N/l.h)	Durée O ₂ mini à 20 °C (h/j)	Durée O ₂ mini à 10 °C (h/j)
Nominal temps sec	59	57	7,6	4,2	7	12 h 30
Nominal pluie	77	70	10	5,3	8 h 30	15 h 30

Sous les hypothèses prises en compte, la nitrification poussée de l'azote ammoniacal est bien obtenue à 10 °C par temps sec, pour une durée journalière de présence d'oxygène inférieure aux 18 heures par jour prévues. Par temps de pluie, l'accroissement de la vitesse de nitrification due à l'augmentation de la charge azotée apportée n'a pas été prise en compte pour le calcul des durées minimales de présence d'oxygène (annexe IX).

➤ Dénitrification

En l'absence de données Cemagref, nous effectuerons le calcul à partir de données bibliographiques en utilisant des vitesses spécifiques de dénitrification exprimées en mg N-NO₃/g MVS.h.

On distinguera :

- la vitesse de dénitrification dans la **zone d'anoxie** qui peut être décrite par l'expression suivante :

$$V_{\text{dénit.ZA } T} = V_{\text{dénit.ZA } 20} 1,05^{T-20}$$

avec :

- $V_{\text{dénit.ZA } T}$: vitesse spécifique de dénitrification à la température T
 $V_{\text{dénit.ZA } 20}$: vitesse spécifique de dénitrification à 20 °C = 3 mg N-NO₃/g MVS.h
 T : température en °C

- la vitesse de dénitrification dans le **bassin d'aération** considérée comme indépendante de la température et, en l'absence de données plus précises sera estimée à 1,5 mg N-NO₃/g MVS.h

Masse totale d'azote nitrique formée : masse d'azote dénitrifiée dans la zone d'anoxie + masse d'azote dénitrifiée dans le bassin d'aération à l'arrêt des aérateurs + masse d'azote nitrique rejetée.

- Masse totale d'azote nitrique formée : NO_{3 nit} (annexe VII).

74

- Masse d'azote dénitrifiée dans la zone d'anoxie : NO_{3 ZA} = (Q_r + Q_c) [NO_{3 rejet}] × 10⁻³ × 24 (kg/j)
 (sous l'hypothèse que la totalité des nitrates ramenée en anoxie est dénitrifiée et qu'il n'y a pas de dénitrification notable dans le décanteur)

avec :

- Q_r : débit de recirculation des boues du décanteur vers la zone d'anoxie (m³/h)
 Q_c : débit de circulation des boues du bassin d'aération vers la zone d'anoxie (m³/h)

- Masse d'azote dénitrifiée dans le bassin d'aération : NO_{3 BA} = v_{dénit.BA} × V_{BA} × [MVS] × 10⁻³ × t_{anox} (kg/j)
 avec : t_{anox} = durée journalière d'anoxie

- Masse d'azote nitrique rejetée : NO_{3 rejet} = Q × [NO_{3 rejet}]
 Q : débit d'eau usée (m³/h)

$$[\text{NO}_{3 \text{ rejet}}] = (\text{NO}_{3 \text{ nit}} - v_{\text{dénit.BA}} \times V_{\text{BA}} \times [\text{MVS}] \times 10^{-3} \times t) / (Q + Q_r + Q_c) \times 24 \times 10^{-3}$$

Application numérique

V bassin aération = 1080 m³ et V bassin d'anoxie = 220 m³

Tableau A.XI.2. – Paramètres de fonctionnement du bassin d'anoxie

	NO ₃ dénit (kg/j)	v _{dénit.BA} (gN/gMVS.h)	MVS (g/l)	T _{anox} (h)	Q _m (m ³ /h)	Q _r (m ³ /h)	Q _c (m ³ /h)
Temps sec	57	1,5	2,8	6	43	64,5	112,5
Temps de pluie	70	1,5	2,8	6	110	110	0

Selon ces paramètres, les concentrations de N-NO₃ dans l'eau épurée sont au débit nominal par temps de pluie et par temps sec comprises entre 6 et 8 mg/l.

La capacité de dénitrification de la zone d'anoxie à 10 °C s'écrit :

$$\text{NO}_{3\text{ ZA}} = v_{\text{dénit.ZA}} \times V_{\text{ZA}} [\text{MVS}] \times 24$$

$$\text{NO}_{3\text{ ZA}} = 2 \times 220 \times 2,8 \times 24 \times 10^{-3} = 30 \text{ kg}$$

Sous les hypothèses précédentes, les masses journalières de nitrates effectivement dénitrifiées en zone d'anoxie sont = (Q_r + Q_c) [NO₃ rejet] × 10⁻³ × 24, soit 20 kg par temps de pluie et 25 kg par temps sec.

Annexe XII. Analyse des eaux résiduaires

> MES : matières en suspension

Masse de matières particulaires mesurée après filtration (AFNOR NF EN 872 – avril 1996) ou centrifugation (AFNOR NF 890 –105 – 2 janvier 1997) et séchage en étuve à 105 °C jusqu'à obtention d'une masse constante ; expression des résultats en mg/l.

> MVS : matières volatiles en suspension

Masse de matières particulaires organiques obtenue par différence entre les MES et leurs résidus secs obtenues après passage au four à 550 °C ; expression des résultats en mg/l ou en pour cent des MES.

> DBO : demande biochimique en oxygène

Norme AFNOR DT 90 103 – décembre 1975

Test biologique visant à s'approcher, au laboratoire, des phénomènes de dégradation qui ont lieu dans le milieu naturel. La DBO est la quantité d'oxygène consommé par les bactéries pour assurer la dégradation des matières présentes dans l'eau. On la mesure par la différence des concentrations initiales et finales d'oxygène, dans des flacons remplis d'eau à analyser dilués et placés pendant cinq jours en étuve à 20 °C (DBO₅). Il suffit donc de multiplier cette différence, diminuée de la consommation d'oxygène de l'eau de dilution elle-même, par le facteur de dilution pour exprimer le résultat en mg d'oxygène par litre. Lorsqu'il y a risque de nitrification rapide (eaux traitées de station nitrifiant partiellement), il convient d'ajouter l'eau de dilution de 5 mg/l d'allylthiourée, inhibiteur spécifique de la nitrification.

> DCO : demande chimique en oxygène

Norme AFNOR NF 90 101 – 1998, NFT 90 101 ISO 6060 – 1986

Quantité d'oxygène consommé pour oxyder les matières contenues dans l'eau par voie chimique, en milieu acide et chaud (deux heures d'ébullition). Cette analyse, normalisée et précise, est une approche de la quantité totale d'oxygène nécessaire pour achever la minéralisation de l'effluent. La DCO s'exprime en mg d'oxygène par litre.

> NK : azote kjeldahl

Norme AFNOR NF T 90 110 – décembre 1981

Du nom du chimiste ayant proposé la méthode de dosage, NK représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal. On le mesure par dosage de l'azote sous forme ammoniacale après minéralisation de l'azote organique (alors transformé en azote ammoniacal) par ébullition en milieu acide. Le résultat du dosage est exprimé en mg d'azote par litre.

LISTE BIBLIOGRAPHIQUE

BOUTIN, C., DUCHÈNE, P., LIÉNARD, A., *Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*, document technique FNDAE n° 22, 1997.

DERONZIER, G., DUCHÈNE, P., « Vérification de la vitesse horizontale dans les chenaux d'épuration pourvus d'un système d'insufflation d'air », *TSM (Techniques, sciences et méthodes)*, n° 3, 1997, p. 35-41.

DUCHÈNE, P., *Élimination de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités*, document technique FNDAE n° 10, 1990.

DUCHÈNE, P., « Estimation de la production des boues », *Cahier technique de l'épuration*, n° 22, 1999, 12 p.

DUCHÈNE, P., CANLER, J.P., « Utilisation optimale des stations d'épuration traitant, par temps de pluie, les effluents des réseaux unitaires », *Maîtrise de l'assainissement par temps de pluie*, colloque AGHTMSHF, 1995, p. 133-146.

HÉDUI, A., DUCHÈNE, P., SINTES, L., « Optimization of nitrogen removal in small activated sludge plants », *Water, Science and Technology*, vol. 22, n° 3/4, 1990, p. 123-130.

IAWPRC (International Association on Water Pollution, Research and Control), *Activated Sludge Model n° 1*, IAWPRC Scientific and Technical Reports n° 1, IAWPRC, London. ISSN 1010-707X, 1987.

PLOTTU, Y., *Élimination des surcharges azotées en pilote de station d'épuration à boues activées. Simulation de situations de temps de pluie*, mémoire de fin d'études, ENGEES Strasbourg, 1994, 87 p.

RACAULT Y. *et al.*, *Upgrading and innovation in tricking filters in response to new EEC environmental guidelines*, EEC contract N° STEP CT91-0128, Final Synthetic Report, 1994, 62 p.

STRICKLER, A.E., *Capacité des boues à traiter les surcharges azotées*, mémoire de DEA, université Louis Pasteur, ENGEES, Strasbourg, 1996, 83 p.

Traitement de l'azote. Cas des eaux résiduaires urbaines et des lisiers, Actes de colloque, Cemagref Editions, 1996.

LISTE DES ABRÉVIATIONS

- μ_a_T : taux de croissance des bactéries nitrifiantes à la température T.
- $\mu_o \text{ max}$: taux de croissance maximum des bactéries nitrifiantes (/t).
- $V_{\text{nit } T}$: vitesse de nitrification à la température T (mg N /l .h).
- C_{VN} : charge volumique en NK (g d'azote Kjeldahl apporté/m³ de réacteur.jour).
- $V_{\text{dénit } T}$: vitesse de dénitrification à la température T (mg N /l .h).
- C_v : charge volumique en DCO (g DCO apporté/m³ de réacteur.jour).
- DBO_{inf} : masse journalière de DBO admise sur l'installation (kg/j).
- NK : azote Kjeldahl.
- NG : azote global.



Résumé

Le document technique FNDAE n° 25 « Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités » constitue une actualisation du document technique FNDAE n°10 « Élimination de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités » édité en 1990.

Après un bref rappel des données réglementaires, ce document fait un point sur l'origine de l'azote dans les eaux résiduaires urbaines, puis sur les mécanismes physiques et biologiques impliqués dans son traitement. La conception et l'efficacité vis-à-vis de l'azote de différentes filières de traitement à cultures fixées et de procédés extensifs sont ensuite abordées. La filière d'épuration par boues activées, filière la plus importante en terme de volume d'eau traité et de nombre d'installations construites en France, est présentée de manière détaillée : une attention particulière est donnée à la conception et au dimensionnement des bassins biologiques traitant des eaux unitaires et au système d'aération. Le réglage de l'aération et notamment son asservissement sont l'objet d'une analyse particulière. Enfin, le cas des boues activées comprenant un bassin d'anoxie en tête est examiné.

Mots clés : azote, boues activées, asservissement, conception, dimensionnement, traitement, épuration, station d'épuration.



Abstract

The technical document FNDAE n° 25 « Nitrogen removal in wastewater treatment plants of small towns » is updating the technical document FNDAE n°10 published in 1990.

After a brief description of the French regulation, this document focuses on the origin of nitrogen in domestic wastewater and on the physical and biological mechanisms involved in its treatment. The design and the nitrogen removal efficiency of different types of treatments (attached growth processes and particular processes for small population) are described. The activated sludge treatment plant, the most important type of WWTP plant in France, is more precisely presented. A particular attention is firstly paid to the general and accurate design of biological tanks treating wastewater during rain events and secondly to the aeration system. The tuning of the aeration and its automation is carefully analysed. At last, the case of WWTP with separate anoxic tank is studied.

Keywords : nitrogen, activated sludge, control, design, dimensioning, treatment, purification, wastewater treatment plants.

