

### PROBLÈME DE L'AZOTE DANS LES EFFLUENTS URBAINS

L'azote présent dans les eaux résiduaires urbaines provient essentiellement de l'urine : on considère un rejet moyen de 13 à 15 g d'azote par jour et par EH sous forme d'urée et d'acide urique. Lors du transport des effluents jusqu'à la station d'épuration, des réactions d'ammonification ont lieu, transformant cet azote organique en ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), forme particulièrement nuisible pour les ressources d'eau de surface. En effet, la demande en oxygène exercée par l'ammonium est très élevée et peut conduire à l'eutrophie des ressources ; en outre, il y a dégradation de la qualité de l'eau pour la production d'eau destinée à la consommation humaine. Pour ces raisons, les stations d'épuration doivent prévoir l'élimination de la pollution azotée, qui consiste en la transformation de l'ammonium en nitrites, puis en nitrates.

### RÈGLEMENTATION

La directive européenne « nitrates » 91/676/CE du 12/12/1991 a été transcrite en droit français par l'arrêté du 22 décembre 1994. Le tableau 1 donne les concentrations maximales admissibles en nitrates dans les rejets des stations d'épuration. Ces exigences sont exprimées en terme de concentrations maximales ou en rendement d'élimination.

CHARGE BRUTE DE POLLUTION ORGANIQUE REÇUE (KG/J)	CONCENTRATION MAXIMALE EN NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
600 à 6 000	15
> 6 000	10
CHARGE BRUTE DE POLLUTION ORGANIQUE REÇUE (KG/J)	RENDEMENT MINIMUM (%)
≥ 600	70

Pour des capacités inférieures à 600 kg/j, il faut se référer aux arrêtés préfectoraux.

Tableau 1

### PROCESSUS D'ÉLIMINATION DE L'AZOTE

L'élimination de l'azote repose sur la nitrification de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, qui est transformé en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ; cependant, en fonction de la qualité voulue de l'effluent à rejeter, et/ou de la présence d'un traitement du phosphore, il peut être nécessaire de procéder à une dénitrification, correspondant à la transformation de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en azote gazeux.

#### La nitrification biologique :

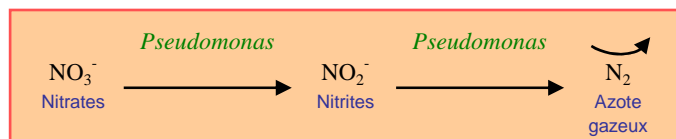
Nitrosomonas et Nitrobacter sont des bactéries autotrophes\* aérobies strictes : elles tirent leur énergie de l'oxydation du carbone présent dans le dioxyde de carbone ; par contre, elles ont besoin d'oxygène pour leur respiration. La nitrification dépend de plusieurs facteurs, dont les principaux sont :



- o la charge massique : le développement des bactéries autotrophes est plus lent que celui des bactéries hétérotrophes. Ainsi, pour assurer une nitrification importante, il faut favoriser l'accroissement de la biomasse nitrifiante. Cela se traduit par une faible charge massique, ou un âge de boues important (sous nos latitudes, l'âge des boues doit être supérieur à 18 jours), les deux paramètres étant inversement proportionnels ;
- o la concentration en oxygène dissous (influence forte) : le rendement augmente avec le taux d'oxygène dissous dans l'eau, et l'on considère généralement qu'une concentration d'au moins 2 mg O<sub>2</sub>/l est souhaitable ;
- o la température : le développement optimal des bactéries se situe autour de 30°C, et une baisse de la température implique un temps de résidence plus long pour obtenir un même taux de nitrification. Nitrobacter serait plus sensible que Nitrosomonas à des fluctuations de température ;
- o le pH : en dehors de la gamme 6,0 à 9,6, le procédé de nitrification est totalement inhibé, mais il semble délicat de définir la gamme optimale de pH : certains donnent 8,0 à 9,0, d'autres 7,5 à 8,5, ou encore 7,2 à 9,0. En outre, le procédé consommant de l'alcalinité, le pH a tendance à diminuer. La solution consiste alors à stripper le CO<sub>2</sub> afin de limiter l'acidification du milieu ;
- o le phosphore : les concentrations nécessaires varient beaucoup selon les auteurs, mais une concentration minimum de 0,5 mg/l ne serait pas limitante.

#### La dénitrification biologique :

**Remarque :** les nitrites ne font pas systématiquement partie de cette chaîne de transformation, mais celle présentée ci-contre est généralement admise à des fins de simplification.



Il existe trois modes de réduction des nitrates : la réduction assimilative, la réduction disassimilative incidente et la réduction disassimilative véritable. C'est cette dernière qui nous intéresse plus particulièrement et que l'on appelle abusivement « la respiration des nitrates », car ces derniers jouent, en anoxie, le rôle tenu par l'oxygène en aérobie. Même si beaucoup de bactéries sont dénitrifiantes, les plus actives dans ce procédé sont essentiellement les Pseudomonas (hétérotrophes\* aérobies facultatives).

Les principaux facteurs influençant la dénitrification sont :

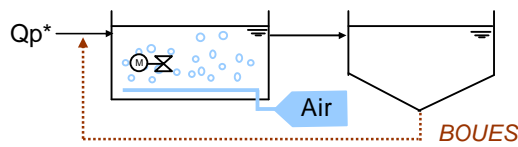
- o le substrat : la concentration en carbone est un facteur limitant dans la mesure où un apport insuffisant entraîne une dénitrification incomplète. En outre, la qualité de l'apport carboné est primordiale car il s'est avéré que les composés à un seul carbone constituent les substrats idéaux. En terme de quantité, le procédé est ralenti si le rapport DBO<sub>5</sub>/N<sub>a</sub> dénitrifiant devient inférieur à 2 ; l'USEPA (agence environnementale américaine) préconise même une valeur minimale de 3. Idéalement, ce rapport est de 10 ;
- o la concentration en oxygène dissous : de façon générale, l'oxygène inhibe la synthèse des enzymes nécessaires à la dénitrification. Il faut donc une absence totale d'oxygène. Cependant, s'il y a eu des conditions anoxiques favorisant cette synthèse enzymatique, l'apparition de conditions légèrement aérobies ne remet pas en cause la dénitrification ;

- **la température** : l'optimum se situe dans la gamme 25 à 30°C, mais le processus peut avoir lieu entre 5 et 50 °C. Si une baisse de température ne constitue pas un frein à la cinétique de la réaction, une augmentation de température active la dénitrification de façon très nette ;
- **le pH** : l'efficacité de la dénitrification diminue fortement en dehors de la gamme 6,0 à 8,0, avec un optimum se situant aux alentours de 7,0 – 7,5. En outre, on observe une augmentation de l'alcalinité, qui ne compense cependant pas celle de l'acidité lors de la nitrification ; l'évolution du pH durant la dénitrification dépend alors du pouvoir tampon des eaux à traiter.

### TECHNIQUES D'ÉLIMINATION DE L'AZOTE

Il existe de nombreuses techniques permettant de réaliser l'élimination des matières azotées. Nous avons choisi de n'en présenter que deux, faisant partie des procédés à boues activées : par syncopage de l'aération et avec recirculation des boues dans un bassin d'anoxie (autres techniques : biofiltration, biodisques, lits immergés...).

#### Les boues activées avec syncopage de l'aération : une élimination de l'azote très poussée



\*  $Q_p$ : débit des effluents prétraités

Figure 1

Le procédé de nitrification-dénitrification par syncopage de l'aération (figure 1) permet d'alterner les phases d'aération et de non aération afin de favoriser les deux processus biologiques. Des expérimentations menées en France par le CEMAGREF ont permis de préciser les conditions dans lesquelles doit être opéré un tel système. Il en ressort notamment que le temps alloué à l'aération pour l'oxydation de l'azote doit être au maximum de 14h/j.

En outre, il est nécessaire de mettre en œuvre un bon brassage de la biomasse pendant la phase de dénitrification.

En terme d'efficacité, ce procédé permet d'afficher de très hauts rendements d'élimination, mais obtenus au prix de réglages particulièrement précis en ce qui concerne la durée des phases d'aération, les capacités d'oxygénation (variations en fonction de la température), le taux de soutirage des boues...

#### Les boues activées avec bassin anoxie : une grande souplesse d'utilisation pour un système fiable

C'est dans le bassin anoxie qu'a lieu la dénitrification. Il reçoit la liqueur mixte qui assure l'apport des nitrates formés dans le bassin aérobie, les eaux brutes qui assurent l'apport de matières carbonées, et les boues du bassin aérobie afin de maintenir la concentration de la flore dénitrifiante. Il est brassé afin d'assurer une bonne homogénéisation de tous les flux dans tout son volume.

Le bassin aérobie assure le traitement de la charge organique et l'oxydation de l'azote.

Cette configuration est surtout utilisée dans des stations de grande capacité. En outre, ce procédé est généralement choisi pour des conditions particulières : charge en azote relativement importante dans l'effluent à traiter, niveau d'épuration requis très contraignant, et ce, sans nécessiter des réglages aussi précis que ceux réclamés par le premier.

**Remarque générale** : ces deux procédés permettent de respecter les normes de rejet quelle que soit la charge azotée entrante. Cependant, dans le cas où les stations d'épuration n'ont pas de performances particulières à atteindre sur le traitement de l'azote et qu'elles n'ont donc pas, à ce titre, d'ouvrages spécifiques pour ces traitements, il est nécessaire de prendre en compte, dans le cas d'un traitement par boues activées :

- un certain taux de nitrification, dû à la présence naturelle de bactéries nitrifiantes. Cela amène à considérer une diminution de la quantité d'oxygène apporté, en théorie, pour le seul traitement de la pollution carbonée, perte qu'il faut donc compenser pour garantir le rendement d'élimination de cette pollution carbonée ;
- un certain taux de dénitrification, dû à la présence naturelle de bactéries dénitrifiantes : un risque de dégazage d'azote existe alors au niveau de la clarification car la biomasse peut se retrouver en conditions anoxiques. Ce dégazage entraîne les boues vers la surface et implique donc une mauvaise décantation.

### CONCLUSION

Le respect des normes de rejet concernant les matières azotées nécessite la mise en œuvre de procédés d'épuration spécifiques afin de pouvoir atteindre les niveaux d'abattement requis. Il existe de nombreux procédés biologiques à boues activées, parmi lesquels le syncopage de l'aération et le bassin d'anoxie en tête. Si l'un et l'autre permettent d'obtenir de très bons rendements, il n'en reste pas moins qu'un fonctionnement performant nécessite la mise en œuvre de réglages assez fins en ce qui concerne les taux de recirculation ou les réglages des équipements électromécaniques, car ces procédés sont particulièrement sensibles aux conditions d'exploitation. Enfin si les normes de rejet ne concernent que l'azote kjedhal (NK, anciennement NTK), il est important d'éliminer tout de même la forme nitrate au niveau des bassins biologiques pour éviter tout risque de fuite des matières en suspension (MES) au niveau de la clarification secondaire. En effet, les nitrates présents dans l'effluent peuvent faire l'objet d'une élimination sous forme d'azote gazeux dans le clarificateur, son dégazage empêchant la bonne décantation des MES, par entraînement des matières vers la surface de l'ouvrage, et donc vers le rejet au milieu naturel.

\* bactéries autotrophes : leur source de carbone est inorganique  
\* NTK (azote kjedhal) = azote ammoniacal + azote organique

\* bactéries hétérotrophes : la source de carbone est organique

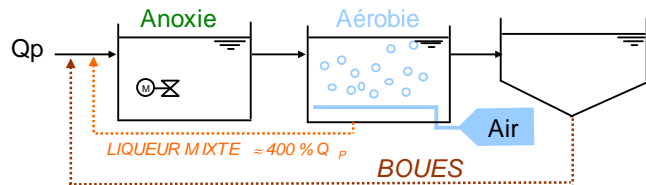


Figure 2