

Traitements biologiques des eaux résiduaires

par **Jean-Claude BOEGLIN**

*Ingénieur chimiste, docteur ès Sciences
Président d'honneur de l'Institut de recherches hydrologiques (IRH)
Environnement Nancy
Conseiller Scientifique de l'Institut de promotion industrielle (IPI)
Environnement Industriel Colmar*

1. Principes fondamentaux de l'épuration	J 3 942 - 2
1.1 Définition des phénomènes biologiques.....	— 2
1.2 Étude du métabolisme aérobie.....	— 2
1.3 Étude du métabolisme anaérobie.....	— 4
1.4 Cinétique des réactions biochimiques à l'origine de l'épuration aérobie.....	— 4
1.5 Influence des conditions du milieu sur les phénomènes biologiques.....	— 7
2. Analyse des aspects réglementaires	— 7
3. Traitements biologiques aérobie de la pollution carbonée	— 8
3.1 Technologies de traitement par des cultures bactériennes libres.....	— 8
3.2 Technologies de traitement par des cultures bactériennes fixées.....	— 18
4. Traitements biologiques anaérobies	— 22
4.1 Processus biochimiques anaérobies de méthanisation.....	— 22
4.2 Fonctionnement d'un réacteur anaérobie.....	— 23
4.3 Technologies disponibles pour le traitement biologique anaérobie.....	— 23
4.4 Dimensionnement. Performances. Domaines d'application.....	— 25
5. Traitements d'élimination de la pollution azotée	— 25
5.1 Nuisances de l'azote.....	— 25
5.2 Éléments de dimensionnement. Conditions et cinétiques des réactions.....	— 25
5.3 Les différents schémas de traitement envisageables.....	— 26
6. Conclusion	— 28
Références bibliographiques	— 28

L'élimination de la pollution organique carbonée et azotée (sous forme colloïdale ou en solution), lorsqu'elle présente une biodégradabilité satisfaisante, est essentiellement le fait des procédés biologiques d'épuration. Ils constituent le mode de traitement le plus utilisé des **eaux résiduaires urbaines** et de bon nombre d'eaux résiduaires industrielles, en raison de leur efficacité et de leur rusticité.

Communément appelés **traitements secondaires**, les procédés biologiques sont généralement mis en œuvre dans une chaîne de traitement d'eaux résiduaires. Ils se situent à l'**aval**, d'une part, des prétraitements assurant la séparation des matières volumineuses denses (déchets, graviers, sables) et gênantes

(huiles, graisses...) et, d'autre part, des traitements de décantation primaire ou physico-chimiques dont l'objet est d'assurer l'élimination partielle, voire totale, de la pollution particulaire et, si nécessaire, de celle qui possède un caractère toxique.

Notons également que dans certains cas, l'épuration biologique peut avoir pour but d'affiner la qualité de l'eau dans le cadre d'un **traitement de finition ou tertiaire** qui porte sur la réduction de la pollution résiduelle aussi bien carbonée qu'azotée.

Le présent article procède :

— à un **rappel sommaire des principes fondamentaux** de l'épuration biologique et plus précisément des **mécanismes réactionnels** intervenant dans la métabolisation des matières organiques en milieu aérobie et anaérobie ;

— à la **description des différentes technologies de traitement** assurant la dégradation par voie bactérienne de la pollution carbonée et azotée en situant les critères de dimensionnement, les performances épuratoires pouvant être obtenues et les domaines d'applications industrielles.

1. Principes fondamentaux de l'épuration

1.1 Définition des phénomènes biologiques

La décomposition de l'ensemble des matières organiques (protéiques, lipidiques ou glucidiques), formées d'un éventail de produits dont la complexité va en croissant, est le résultat de la vie des micro-organismes autotrophes et hétérotrophes, qui se développent spontanément dans les eaux résiduaires en milieu anaérobie ou aérobie.

Ces bactéries utilisent comme substrat préférentiel les matières organiques carbonées biodégradables qui sont mesurées par le DBO_5 [J 3 940].

Le moteur de toute dégradation des substances organiques est constitué, en fait, par les enzymes secrétées par les bactéries qui sont des catalyseurs organiques se transformant et se régénérant au cours des processus mis en œuvre.

On distingue les enzymes extracellulaires, qui provoquent la destruction des structures moléculaires trop complexes pour pénétrer au sein des capsules bactériennes, et les enzymes intracellulaires, qui assurent l'assimilation et, par suite, sont à l'origine des phénomènes vitaux à la base de la prolifération des cellules.

Selon que la combustion intracellulaire, ou oxydation, se produit aux dépens de l'oxygène dissous dans l'eau (processus aérobie) ou que, au contraire, il y a transfert de l'hydrogène du combustible brûlé, à un accepteur d'hydrogène autre que l'oxygène moléculaire (processus anaérobie), la nature des produits de dégradation élémentaires ou déchets sera différente : CO_2 , H_2O , NH_3 ou NO_3 en aérobie ; CO_2 , CH_4 et acides gras en anaérobie.

Il faut considérer que, quoique théoriquement l'épuration biologique des eaux usées puisse s'effectuer par voie aérobie ou anaérobie, c'est la première de ces techniques qui est universellement utilisée par suite de sa supériorité évidente, tout au moins pour de faibles concentrations polluantes des effluents à traiter.

En effet, du fait du caractère beaucoup plus exothermique du métabolisme aérobie, le processus est plus rapide et plus complet, avec comme contrepartie, la production d'une masse cellulaire beaucoup plus importante.

Signalons cependant que le traitement anaérobie d'une eau résiduaire (appelé encore méthanisation) s'envisage comme premier étage biologique pour éliminer 70 à 80 % de la pollution organique carbonée lorsqu'il s'agit d'épurer des eaux résiduaires biodégradables, très concentrées ($DBO_5 > 2\ 000\ mgO_2/L$), comme on en rencontre souvent dans l'industrie agroalimentaire.

1.2 Étude du métabolisme aérobie

1.2.1 Élimination de la pollution organique carbonée

Elle s'effectue dans un réacteur où l'on met en contact les micro-organismes épurateurs avec l'eau à épurer. Si la masse bactérienne est en suspension dans un bassin aéré, on parlera de **procédés à cultures libres type boues activées**, si la biomasse est fixée ou retenue sur ou par un support solide on parlera de procédés à **cultures fixées type lit bactérien ou biofiltre bactérien**.

Biologiquement parlant, les mêmes phénomènes aérobie interviennent dans les deux types de réacteurs.

On peut considérer que le processus d'épuration aérobie s'effectue grosso modo en trois étapes essentielles successives :

— adsorption et absorption des matières polluantes solubles et colloïdales de l'effluent par les cellules bactériennes ;

— oxydation biochimique et dégradation enzymatique des matières ainsi fixées. Cette opération fournit l'énergie aux micro-organismes (catabolisme), qui sera nécessaire à la synthèse cellulaire et à la multiplication des micro-organismes (anabolisme), aboutissant à un accroissement de la masse cellulaire totale ;

— autodestruction de la matière cellulaire (respiration endogène).

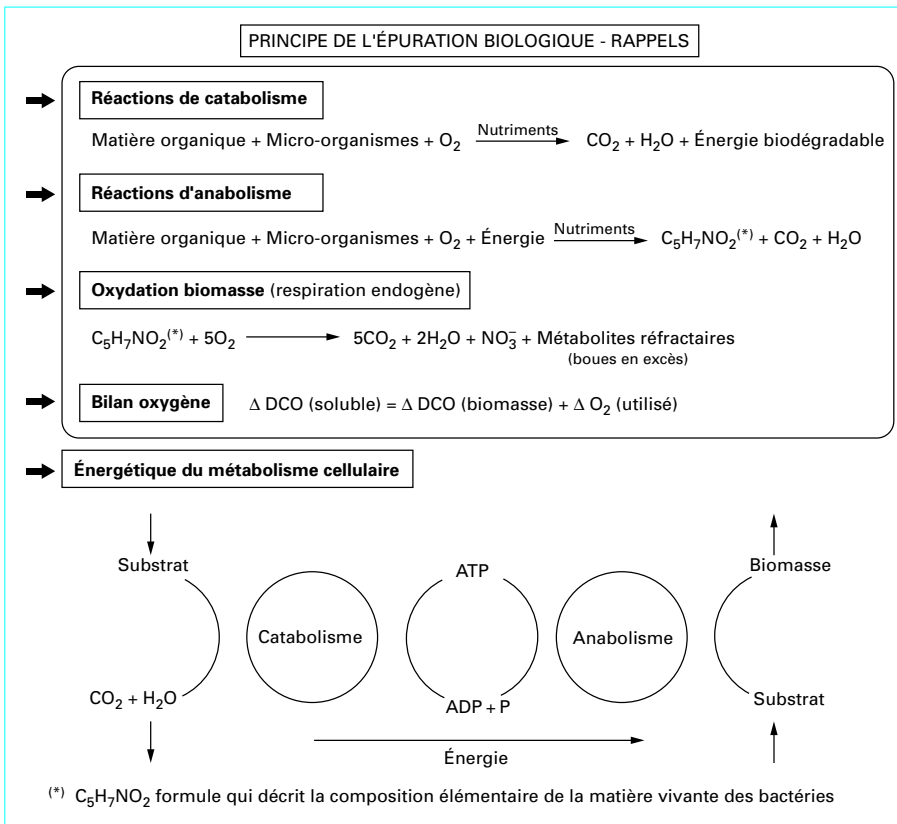


Figure 1 – Mécanismes réactionnels de la métabolisation aérobie de la pollution carbonée

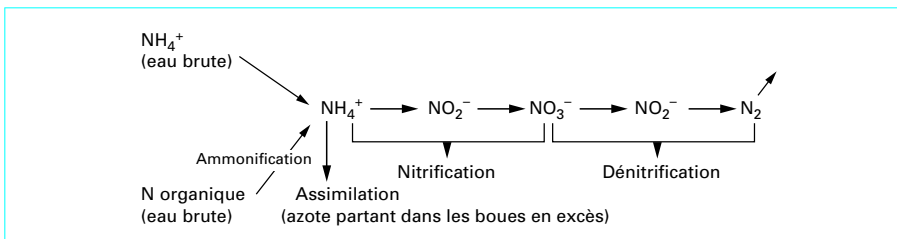


Figure 2 – Les différentes étapes de la métabolisation de la pollution azotée

Les micro-organismes impliqués sont du type facultatif, hétérotrophes ; ils utilisent à la fois le carbone organique comme source d'énergie et comme source pour la synthèse cellulaire.

Les mécanismes de la métabolisation aérobie sont schématiquement précisés sur la figure 1.

1.2.2 Élimination de la pollution azotée

La dégradation bactérienne de la pollution azotée s'effectue en plusieurs étapes représentées sur la figure 2.

■ **L'ammonification** : il s'agit de la transformation de l'azote organique (c'est-à-dire lié à un radical carboné) en azote ammoniacal, réalisée par des réactions de type hydrolyse, désamination oxydative et désamination réductive.

■ **L'assimilation** : il s'agit de l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal pour la synthèse cellulaire, c'est-à-dire comme élément constitutif de la biomasse.

■ **La nitrification** : cette réaction réalise l'oxydation par voie biologique de l'azote ammoniacal en nitrites puis en nitrates en faisant intervenir des micro-organismes strictement aérobies caractérisés par un métabolisme autotrophe vis-à-vis du carbone, c'est-à-dire qu'ils synthétisent leur matière vivante à partir du carbone minéral (carbonate).

Les micro-organismes impliqués appartiennent à deux groupes très spécifiques :

- les nitrosobactéries (genre *Nitrosomonas*) : oxydation de NH_4^+ en NO_2^- ;
- les nitrobactéries (genre de *Nitrobacter*) oxydation des nitrites NO_2^- en nitrates NO_3^- .

Le métabolisme bactérien autotrophe entraîne un temps de génération (temps nécessaire au doublement de la population) très long (de l'ordre de 24 h) ; l'activité nitrifiante s'avérant fortement influencée par la température dans la mesure où les bactéries sont mésophiles (optimum vers 30 °C) et vont donc être très sensibles aux baisses de température.

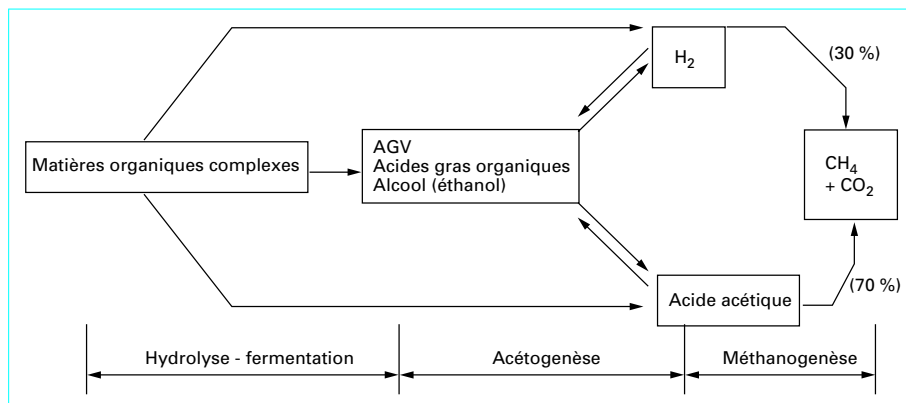


Figure 3 - Les différentes phases de la métabolisation anaérobie de la pollution carbonée

■ **La dénitrification** : il s'agit de la réaction de réduction par voie biologique des nitrates en azote gazeux qui retourne ainsi sous sa forme primitive dans l'atmosphère.

Les nitrates jouent le rôle d'accepteur final d'électrons à la place de l'oxygène. Les bactéries impliquées (genre acinetobacter, pseudomonas, moraxella alcaligènes...) ont un métabolisme hétérotrophe ; la dénitrification implique nécessairement la présence d'une pollution carbonée qui peut être directement puisée dans l'eau brute ou ajoutée... et le maintien d'une concentration en oxygène dissous nulle (milieu anoxie).

1.3 Étude du métabolisme anaérobie

La dégradation en milieu anaérobie de la pollution organique (appelée **fermentation méthanique**) s'effectue en deux étapes principales figure 3 :

- une phase acide de liquéfaction (hydrolyse) des composants organiques aboutissant à la formation d'acides gras volatils (AGV) ;
- une phase de gazéification ou méthanogénèse dont les produits finals sont les gaz CH₄ (méthane) et CO₂.

À chaque phase de fermentation intervient un groupe spécifique de micro-organismes. On distingue plus particulièrement :

- les bactéries fermentatives, responsables de l'hydrolyse de la matière organique (protéines, lipides, polysaccharides) et de leur dégradation en acides gras volatils (essentiellement acides acétique, propionique et butyrique), en alcool (éthanol), en H₂ et CO₂ ;
- les bactéries acidogènes « produisant H⁺ » et utilisant les substrats précédents pour produire des acétates, de l'hydrogène et quelquefois du CO₂ ;
- les bactéries méthanogènes qui produisent le biogaz (CH₄ + CO₂) à partir des substrats élaborés dans les phases précédentes.

Ces bactéries qui sont des anaérobies strictes vont régler la bonne marche d'un réacteur anaérobie. Leur temps de génération s'avérant dix fois inférieur à celui des acidogènes, elles constituent le facteur limitant de la méthanisation.

Les conditions optimales d'une fermentation méthanique sont réalisées pour :

- des potentiels variant de - 490 à - 550 mV ;
- un pH entre 6,8 et 7,4 ;
- une température voisine de 35 °C ;
- une alcalinité assurant un pouvoir tampon du milieu ;
- l'absence d'inhibiteurs ou de toxiques (salinité trop importante, métaux lourds Cu, Ni, Cu...).

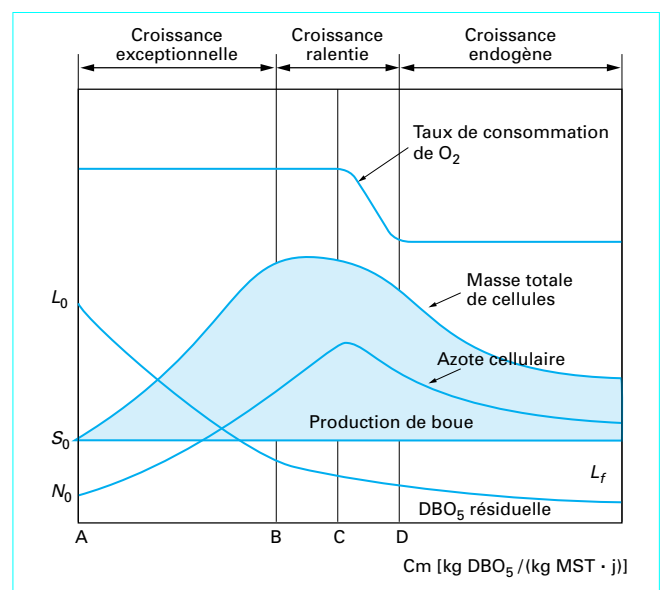


Figure 4 - Variations en fonction du temps de la biomasse et de la pollution organique

1.4 Cinétique des réactions biochimiques à l'origine de l'épuration aérobie

1.4.1 Les phases de la croissance bactérienne

Toute la cinétique de l'épuration s'étudie, en réalité, à partir des lois de la croissance bactérienne dégagées par les travaux de Monod, ainsi que par les études plus récentes d'Eckenfelder et McKinney.

Les phénomènes biologiques impliqués dans la métabolisation de la matière organique sont schématisés par la figure 4 qui traduit les variations, en fonction du temps, respectivement de la biomasse épuratrice et de la pollution restante (évaluée par la DBO₅) en présence d'oxygène.

On note dans la croissance bactérienne un certain nombre de phases à des taux de croissance différents :

- une **phase de latence** ou d'acclimatation des bactéries au substrat à dégrader, à taux de croissance nul ou faiblement positif ;

- une **phase de croissance à taux constant**, appelée **phase exponentielle** ;
- une **phase de ralentissement et d'arrêt de la croissance** ;
- une **phase de décroissance** où la respiration endogène joue un rôle primordial.

On a présenté, au cours des dix dernières années, plusieurs modèles mathématiques pour exprimer les mécanismes de la bio-oxydation aérobie des matières organiques ; celui qui semble le mieux coller avec l'expérience reprend en fait la formulation mathématique donnée par Monod (dans sa thèse de 1942) qui exprime la croissance d'un organisme unicellulaire par la relation :

$$\frac{dS}{dT} = F(L, S)$$

avec S masse cellulaire par unité de volume,
 L concentration du substrat (exprimée en DBO_5).

On doit considérer que, après acclimatation des bactéries, **dans la partie ascendante de la courbe** se terminant par un point d'inflexion, il y a réduction pratiquement linéaire de la DBO_5 , liée à la vitesse de synthèse d'où une croissance à taux constant de la biomasse.

Cette étape de l'épuration peut être représentée par une équation de forme exponentielle et l'on doit considérer qu'en l'absence de tous facteurs limitants extérieurs (tels que manque d'oxygène ou de substrat), c'est la capacité de reproduction des bactéries qui limite la croissance bactérienne. On peut traduire cela par la relation :

$$\frac{dS}{dT} = KS$$

avec K taux de croissance,
 T temps d'aération (en heure).

Au-delà du point d'inflexion, une diminution de la concentration en substrat conduit à une diminution de la vitesse de croissance qui va progressivement s'annuler ; on note par ailleurs une réduction ralentie de la DBO_5 ; cette phase est dite de **croissance ralentie**. L'accroissement de la masse cellulaire, à un instant donné, est fonction à la fois de la masse de micro-organismes présente et de la concentration en substrat ; il s'annule lorsque les micro-organismes ne sont plus alimentés.

On peut traduire ces phénomènes par l'équation :

$$\frac{dS}{dT} = K' LS$$

dont l'intégration aboutit généralement à :

$$\frac{L_f}{L_0} = \frac{1}{1 + K' S_V T}$$

avec K' une constante,
 L_f et L_0 la DBO_5 respectivement finale et initiale,
 S_V la quantité de matières actives de la biomasse,
 T le temps de séjour en heure.

Après annulation de la vitesse de croissance, la masse cellulaire va diminuer par auto-oxydation. La concentration en DBO_5 dans l'eau interstitielle est la concentration d'équilibre résultant de la solubilisation des constituants cellulaires.

C'est la phase dite de respiration endogène au cours de laquelle la vitesse de croissance, devenue négative, est proportionnelle à chaque instant à la concentration restante en micro-organismes S ce que l'on peut traduire par l'équation :

$$\frac{dS}{dT} = -bS$$

avec b taux de respiration endogène qui est une constante.

On retiendra que la cinétique des processus biologiques aérobies, le rendement de l'épuration et la consommation d'oxygène sont fonction de l'importance relative des réactions biochimiques (adsorption, oxydation biochimique, autodestruction cellulaire), qui se déroulent concurremment, et sont réglées en définitive par les proportions relatives des réactifs : matières polluantes, micro-organismes, oxygène.

L'opération étant toujours réalisée en présence d'un léger excès d'oxygène, c'est en définitive le rapport *quantité de pollution par unité de temps/quantité de biomasse épuratrice* qui apparaît comme le paramètre fondamental. Cette constatation nous permet de dégager la notion de **charge organique spécifique de fonctionnement d'un réacteur biologique**. Cette charge, qui peut varier dans des limites très étendues, caractérise la plus ou moins grande efficacité des différents procédés d'épuration biologique, que l'on peut dans la pratique rattacher à deux techniques principales :

- l'épuration par une culture bactérienne libre, c'est-à-dire en suspension dans l'eau (intensification du phénomène d'autoépuration des cours d'eau) ;
- l'épuration par une culture bactérienne fixée sur un support (intensification du phénomène naturel d'épuration par filtration par le sol).

1.4.2 Grandeurs caractéristiques du traitement biologique

Pour la **définition des principaux critères de pollution**, on se reportera à l'encadré.

Définitions des principaux critères de pollution relatives aux effluents (eaux résiduaires urbaines et/ou industrielles)

■ **Matières en suspension totales (MEST)** : paramètre (exprimé en mg/L) qui correspond à la pollution insoluble particulaire, c'est-à-dire à la totalité des particules solides véhiculées par les eaux résiduaires constituées par :

— les **matières en suspension décantables en 2 heures (MESD)**, le chiffre 2 est arbitraire mais correspond à de bonnes conditions de décantation de la fraction grossière et dense des particules ;

— les **matières en suspension non décantables (MESND)**, il s'agit de la fraction colloïdale du MEST.

La calcination à 550 °C des MEST permet de connaître l'importance relative des **matières minérales (MM)** et des **matières organiques ou matières volatiles solides (MVS)**.

■ **Demande chimique en oxygène (DCO)** : représente la consommation d'oxygène (exprimée en mgO_2/L) dans les conditions d'une réaction d'oxydation par le bichromate de potassium, en milieu sulfurique à chaud et en présence d'un catalyseur, de l'ensemble des matières oxydables (sels minéraux oxydables et la majeure partie des matières organiques).

■ **Demande totale en oxygène (DTO)** : mesure de la consommation d'oxygène (exprimée en mgO_2/L) par une technique instrumentale qui réalise l'oxydation directe des matières organiques par une combustion catalytique à 900 °C.

■ **Demande biochimique en oxygène (DBO_5)** : quantité d'oxygène consommée (exprimée en mgO_2/L) dans les conditions d'essai (incubation à 20 °C et à l'obscurité après un laps de temps de 5 jours) pour assurer par voie bactérienne l'oxydation biologique des matières organiques dites biodégradables.

■ **Azote global (NGI)** : quantité (exprimée en mgN/L) qui correspond à l'azote organique et ammoniacal et aux formes oxydées de l'azote (nitrites et nitrates).

■ **Azote Kjeldahl (NTK)** : quantité (exprimée en mgN/L) correspondant aux formes réduites de l'azote (azote ammoniacal et azote organique).

■ **Phosphore total (P_T)** : quantité (exprimée en mgP/L) qui correspond à la somme du phosphore contenu dans les orthophosphates, les polyphosphates et les phosphates organiques.

■ **Ces principaux critères peuvent être appliqués aux boues résiduaires (suspensions concentrées de matières solides).**

● Pour ne pas confondre avec les MEST des effluents, on définit par **MST les particules solides totales** (exprimées en mg/L) contenues dans les boues résiduaires ou dans une biomasse épuratrice.

Une calcination à 550 °C permet de définir l'importance relative de la **fraction minérale (MM)** et organique (**MVS : matières volatiles solides**) des boues.

● **NGI, P_T et NTK** ont la même définition mais en considérant **les boues** et non pas les effluents.

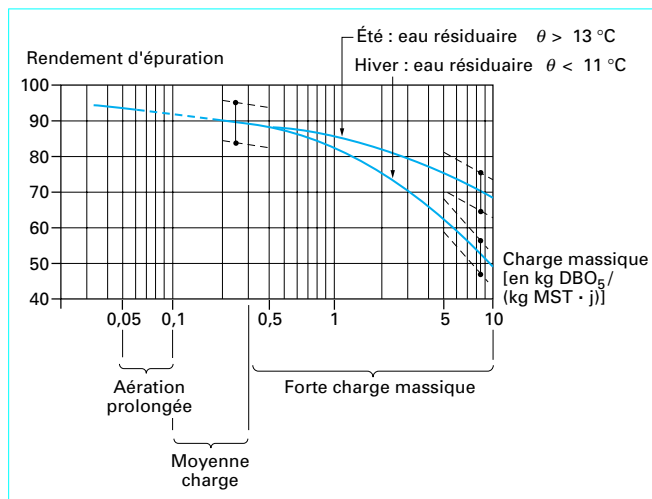


Figure 5 – Performances épuratoires en fonction de la charge massique

1.4.2.1 Notion de charge de fonctionnement du réacteur biologique

L'efficacité d'un traitement biologique, garantissant une qualité d'eau traitée, est intimement lié à la valeur de la charge de fonctionnement du réacteur biologique (figure 5) qui, en pratique, est exprimée par les paramètres suivants.

■ **La charge massique C_m** : pour les cultures bactériennes en suspension, il s'agit du rapport de la pollution appliquée journalièrement en kg DCO, en kg DBO₅ ou en kg N, à la masse de matières épuratrices évaluée en kilogrammes de matières sèches totales (MST) contenue dans le réacteur biologique ou en kilogrammes de matières sèches volatiles (MVS) qui représente plus directement la biomasse active du réacteur. La charge massique est évaluée en kg DBO₅ / (kg MST · j), symbole C_m, ou en kg DBO₅ / (kg MVS · j), symbole C_{m'}.

■ **La charge volumique C_V** : pour les cultures bactériennes fixées (car il est difficile d'estimer quantitativement la biomasse immobili-

sée), il s'agit du quotient de la quantité journalière de pollution appliquée par le volume du réacteur (exprimée en m³). C_V est évaluée en kg DBO₅ / (m³ · j) et en kg DCO / (m³ · j).

1.4.2.2 Paramètres de procédés

La charge organique spécifique gouverne deux paramètres de procédés indispensables pour le calcul du dimensionnement d'une installation de traitement biologique :

- la production de boues qui détermine la filière de traitement des boues ;
- les besoins en oxygène qui définissent la nature et la puissance des équipements d'aération.

1.4.2.2.1 Production de boues

La production de boues issues de l'épuration résulte de deux mécanismes distincts : la croissance bactérienne et l'auto-oxydation de la biomasse. On l'exprime en kg MST/kg DBO₅ éliminée.

■ On peut considérer que l'**accroissement net de la quantité de biomasse des boues ΔS_V** est la différence entre la quantité de protoplasme cellulaire synthétisée à partir de la DBO₅ éliminée (L_e) et celle disparue par respiration endogène pendant le même temps (S_V) :

$$\Delta S_V = a_m L_e - b S_V$$

- avec *a_m* quantité de matières synthétisées (en kg MVS/kg DBO₅) ,
b quantité de matière détruite par auto-oxydation (en kg MVS détruit/kg MVS en réaction).

À la production de boues biologiques ΔS_V, il faut :

- ajouter les matières en suspension minérales (S_m) et organiques inertes (S_{Vi}) apportées par les eaux brutes décantées ou non ;
- retrancher les matières en suspension (S_f) éliminées dans l'eau traitée.

D'où la **quantité de boues** (en kg MST · j) à extraire d'un traitement biologique :

$$\Delta S = (S_m + S_{Vi} + a_m L_e) - (b S_V + S_f)$$

■ **Le temps de rétention moyen des bactéries dans le réacteur biologique** est une autre notion importante corrélée à la production de boues. Cette notion connue sous le vocable d'âge des boues exprime le rapport (en jours) :

$$\frac{\text{quantité de boues en aération}}{\text{quantité de boues extraites par jour}}$$

1.4.2.2.2 Besoins en oxygène

Les besoins en oxygène sont la somme de :

- l'oxygène consommé pour fournir l'énergie nécessaire à la synthèse cellulaire par l'oxydation directe de la pollution organique carbonée ;
- l'oxygène consommé pour la respiration endogène des boues (auto-oxydation des matières organiques issues des corps cellulaires lysés) ;
- l'oxygène nécessaire pour l'oxydation de l'ammoniaque (nitrification). Chaque kilogramme d'azote nitrifié demande 4,57 kg d'oxygène.

$$Q_{O_2} \text{ (en kg O}_2\text{/j)} = a' L_e + b' S_V + 4,57 \text{ kgN (nitrifié)}$$

- avec *a'* consommation d'oxygène à des fins énergétiques (en kg O₂/kg DBO₅ éliminée),
b' consommation d'oxygène pour l'auto-oxydation [en kg O₂ / (kg MVS · j)],
L_e quantité de pollution éliminée (en kg DBO₅/j),

- S_V quantité de matières volatiles des boues en réaction (en kg MVS),
- a' et b' sont coefficients respiratoires déterminées au laboratoire par des techniques respirométriques.

1.5 Influence des conditions du milieu sur les phénomènes biologiques

1.5.1 pH et potentiel d'oxydo-réduction

Les limites de pH et du potentiel d'oxydo-réduction pour la croissance et la reproduction bactérienne ont été étudiées par de nombreux auteurs, en particulier Baas-Becking et col. (1960). Les systèmes de bio-oxydation utilisés classiquement tolèrent une gamme de pH allant de 5 à 9 avec une zone optimale de 6 à 8.

En milieu anaérobie, la gamme possible est même plus réduite avec un pH de 6,8 à 7,5. Les limites extrêmes du potentiel d'oxydo-réduction sont de + 450 mV et - 300 mV comme le montre le diagramme (figure 6) qui situe l'influence du potentiel d'oxydo-réduction sur le traitement biologique.

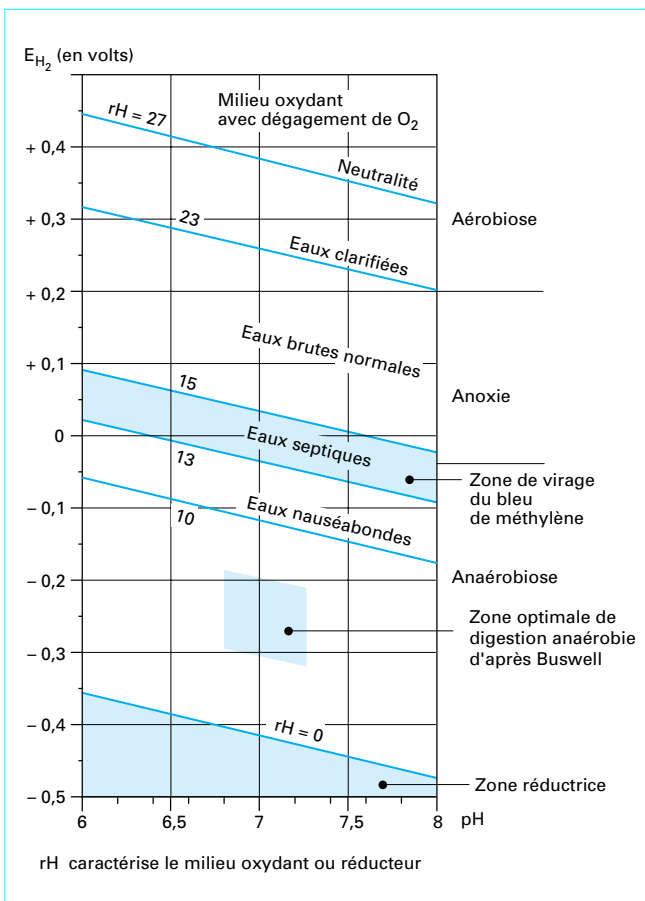


Figure 6 – Incidence sur les phénomènes biologiques du pH et du potentiel d'oxydo-réduction

1.5.2 Besoins en éléments nutritifs

Les micro-organismes exigent comme les êtres supérieurs une alimentation équilibrée. Si l'on pousse assez loin l'analyse des cellules, on aboutit à la formule $C_{106} H_{180} O_{45} N_{16} P$ selon Porges et Symons. L'azote et le phosphore sont donc des éléments constitutifs essentiels. Les eaux usées domestiques sont généralement bien équilibrées à l'inverse des eaux résiduaires industrielles pauvres en azote et en phosphore.

Dans le cas d'une épuration biologique d'eaux résiduaires industrielles ou d'un traitement mixte de ces effluents avec les eaux urbaines, il est indispensable de connaître les teneurs N et P de façon à corriger le déséquilibre par adjonction de produits nutritifs : ammoniacque, urée, sels ammoniacaux, acide phosphorique ou phosphates. La demande d'azote et de phosphore est rapportée à la DBO_5 . On admet généralement des apports tels que $DBO_5/N/P = 100/5/1$.

1.5.3 Température

Des variations de température affectent tous les processus biologiques. La vitesse de réaction augmente jusqu'à une valeur optimale variable selon les micro-organismes qui se différencient en fonction de leur zone optimale de développement en : psychrophiles (θ de 10 à 20 °C) ; mésophiles (θ de 25 à 35 °C) ; thermophiles (θ de 50 à 60 °C).

Les températures basses ralentissent l'activité bactérienne et plus particulièrement les biomasses spécifiques nitrifiantes ou méthanogène.

En aérobie, l'élévation excessive de température n'est jamais très favorable car elle agit négativement sur la dissolution de l'oxygène dans l'eau.

1.5.4 Toxicité

De nombreuses substances ont un effet toxique sur l'activité des micro-organismes. Il peut y avoir inhibition partielle ou totale de l'épuration selon la nature de la substance incriminée ou sa concentration.

On appelle **concentration bactériostatique** celle qui bloque temporairement le développement bactérien, et **concentration bactéricide** celle qui tue les bactéries. Bon nombre de substances minérales et la plupart des métaux sont toxiques tant pour les systèmes biologiques, aérobie qu'anaérobie. Il en est de même pour de nombreux composés organiques.

Il faut noter que les métaux sont souvent adsorbés et concentrés dans les boues. Pour certains polluants tels les cyanures et les phénols, la population bactérienne peut s'acclimater à une certaine concentration de ces substances, le plus souvent par formation de souches adaptées.

Le tableau 1 situe le seuil de toxicité pour un certain nombre de polluants minéraux et organiques.

2. Analyse des aspects réglementaires

Les conditions générales des rejets en milieu naturel des eaux résiduaires urbaines et industrielles se réfèrent aux objectifs fixés par la législation européenne et sont fixées par les arrêtés du 22.12.1994 et du 1.3.1993 et 20.4.1995 qui font la transcription en droit français des prescriptions des Directives européennes.

Tableau 1 – Seuil de toxicité pour certains polluants minéraux et organiques			
Polluants	Valeur limite (en mg/L)		
	Procédé aérobie	Nitrification	Procédé anaérobie
Polluants minéraux :			
Cuivre	2	1	1
Zinc.....	5	0,5	5
Plomb.....	1	0,5	5
Chrome	5	2	5
Nickel.....	1	0,5	2
Cadmium		0,2	0,5
Sulfures.....	20 (50)**	(*)	100
Cyanures	1 (50)**	(*)	(*)
Polluants organiques :			
Hydrocarbures.....	50	50	50
Phénol	50 (1 000)**	10	(*)
Dinitrophénol.....	5	(*)	5
Pentachlorophénol.....	1	(*)	1
Chloroforme	20	20	10
Chlorure de méthylène	50	(*)	(*)
Salinité	16 000	(*)	(*)
Chlorures	15 000	(*)	(*)
Nitrites.....	40	(*)	(*)
Sulfites	20	(*)	(*)
Ammoniaque (en N).....	1 600	(*)	(*)

(*) résultats insuffisants ; (**) après acclimatation des bactéries

Nous résumons dans les tableaux **2** et **3**, les performances et les valeurs limites de rejet en fonction des flux de pollution journaliers, pour des installations de traitement de la pollution urbaine et industrielle.

3. Traitements biologiques aérobie de la pollution carbonée

3.1 Technologies de traitement par des cultures bactériennes libres

Il s'agit de procédés biologiques d'épuration qui dérivent d'une intensification du processus naturel d'autoépuration des cours d'eau mis en œuvre au niveau des **traitements par boues activées** et d'une variante le **lagunage** (naturel et aéré).

3.1.1 Traitements biologiques par boues activées

3.1.1.1 Description et principe de fonctionnement du procédé

Le **principe du procédé à boues activées** [2] [3] repose sur la constatation suivante : à savoir qu'une eau résiduaire, dans laquelle on fait barboter de l'air, voit se développer progressivement une flore bactérienne au détriment des matières organiques polluantes.

Dans des conditions idéales d'aération, ces micro-organismes se multiplient et s'agglomèrent en petits flocons qui se déposent lorsqu'on arrête l'aération ; cette masse a été appelée **floc bactérien**.

Si, après vidange de l'eau épurée, on recommence l'opération avec une nouvelle charge d'eau usée, en conservant la boue formée précédemment, l'épuration se révèle plus rapide, d'où l'idée de recycler les boues au cours d'un traitement en continu. Du fait de leurs propriétés particulières, ces boues furent appelées boues activées.

Le procédé à boues activées consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien, dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation ou d'aération), en brassant suffisamment la masse pour éviter la décantation des flocons, et en lui fournissant l'oxygène nécessaire à la prolifération des micro-organismes.

Le bassin d'aération peut être précédé d'un décanteur primaire, dans le but d'éliminer les matières en suspension décantables, et sera suivi d'un clarificateur, qui assurera la séparation de l'effluent épuré avec les boues ; celles-ci seront en partie recyclées dans le bassin d'aération pour en assurer le réensemencement et la concentration permanente, et en partie extraites vers le traitement des boues (boues en excès).

La conception générale du traitement est traduite par la figure 7.

3.1.1.1.1 Composition et propriété du floc biologique

La boue activée apparaît comme une suspension de particules floconneuses de quelques dixièmes de millimètre à quelques millimètres de diamètre, ou flocons, constituées de bactéries, de matières organiques inertes ou minérales, maintenues par une substance mucilagineuse, produit de l'activité bactérienne. Une boue activée normale contient également une microfaune abondante de protozoaires et petits métazoaires.

Les populations microbiennes des boues activées sont complexes et ne peuvent se définir qu'au moyen des principaux groupes écologiques : bactéries, champignons, protozoaires et métazoaires.

L'essentiel de l'épuration est dû à des bactéries Gram négatives, mobiles, parmi lesquelles nous citerons : *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Arthrobacter*, *Flavobacter*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*. Il faut également signaler certaines espèces dont la présence est gênante dans la mesure où elles interviennent pour contrarier la décantation des boues : ce sont les bactéries filamenteuses dont l'espèce la plus connue est le *Sphaerotilus*. Ces bactéries se développent souvent dans les milieux déséquilibrés en azote et riches en éléments facilement assimilables (cas des rejets de laiteries, de sucreries). La microfaune est représentée surtout par des protozoaires, organismes prédateurs de taille comprise entre 20 et 200 μm . On y trouve des **flagellés**, des rhizopodes et surtout des **ciliés**. Les métazoaires, de taille supérieure (100 à 150 μm) sont peu représentés ; ce sont surtout des rotifères, parfois des nématodes et des vers cligochètes.

La plupart des protozoaires des boues activées sont bactériophages. Ils semblent présenter une certaine spécificité et de plus ne se nourrissent que de bactéries disponibles, c'est-à-dire non floclées et en suspension ou à la surface du floc. De ce fait, ils peuvent jouer un rôle important dans la clarification des effluents.

L'examen de la microfaune prédatrice est très révélateur de l'état d'une boue activée et il constitue, pour un biologiste, le plus sûr moyen de diagnostiquer le fonctionnement d'un bassin de boues activées et de connaître les éventuelles solutions à apporter en cas de mauvais fonctionnement.

Tableau 2 – Objectifs visés par le traitement biologique des eaux résiduaires urbaines

Zone	Paramètre	Flux de pollution autorisés (kg/j)	Valeurs limites de rejet (mg/L)		Rendement minimal (%)
			moyenne/24 h	moyenne/mois	
Zone normale	MEST	toutes charges	35	90
	DCO	toutes charges	125	75
	DBO ₅	120 à 600 > 600	25		70 80
Zone sensible (à l'eutrophisation)	NGI	600 à 6 000	15	70
		> 600	10	
	P _T	600 à 6 000 > 600	2 1	80

MEST : matières en suspension totales de l'eau résiduaire
 NGI : azote global [J 3 940]
 P_T : phosphore total [J 3 940]

Tableau 3 – Objectifs visés par le traitement biologique des eaux résiduaires industrielles biodégradables

Zone	Paramètre	Flux de pollution autorisés (kg/j)	Valeurs limites de rejet (mg/L)	
			moyenne/24 h	moyenne/mois
Zone normale	MEST	≤ 15	100	
		> 15	35	
	DBO ₅	≤ 30	100	
		> 30	30	
	DCO	≤ 100	300	
		> 100	125	
Zone sensible (à l'eutrophisation)	NGI	≤ 50	30
	P _T	≤ 15	10
Zone normale	MEST	≤ 15	100	
		> 15	35	
	DBO ₅	≤ 30	100	
		> 30	30	
DCO	≤ 100	300		
	> 100	125		
Zone sensible (à l'eutrophisation)	NGI	≥ 150	15
		≥ 300	10
	P _T	≥ 40 ≥ 80	2 1

MEST : matières en suspension totales de l'eau résiduaire
 NGI : azote global [J 3 940]
 P_T : phosphore total [J 3 940]

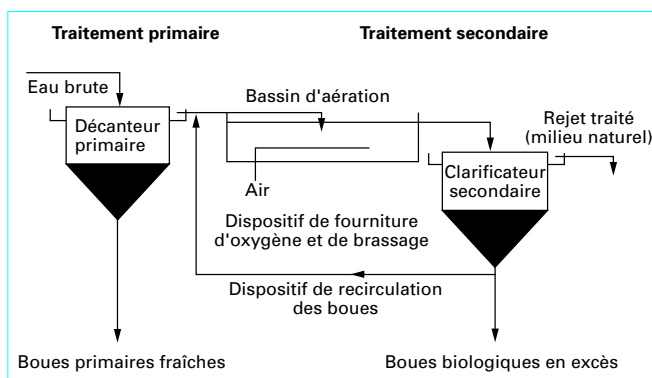


Figure 7 – Procédé de traitement par boues activées. Principe de fonctionnement

3.1.1.1.2 Cinétique et comportement des substrats organiques

Le métabolisme bactérien est à l'origine des phénomènes aboutissant à l'épuration. Dans le schéma classique d'utilisation du substrat, il y a adsorption du substrat sous l'action d'enzymes par la biomasse, oxydation d'une partie fournissant l'énergie, utilisation du reste et de l'énergie disponible pour la réalisation des synthèses nécessaires à la multiplication cellulaire.

L'ensemble de ces processus aboutit à la décomposition oxydative des matières organiques en CO₂ et H₂O et à la production de boues en excès.

Dans le traitement biologique des eaux résiduaires, le mécanisme d'élimination de la pollution, constituée d'un mélange de composés organiques, est souvent complexe. Les cinétiques de dégradation des différents substrats sont dépendantes de la composition chimique et de la structure moléculaire des composés organiques qui présentent des biodégradabilité et des taux de biodégradation

variables. Certaines matières organiques présentes dans les rejets industriels ne sont pas ou peu dégradées (et participent ainsi à la DCO « dure » de l'eau traitée) d'autres ne le sont qu'après de longues périodes d'adaptation des souches bactériennes.

Les tableaux 4 et 5 indiquent à titre indicatif la biodégradabilité, le taux de métabolisation et la vitesse de dégradation de certains polluants organiques.

Composés biodégradables	Composés peu ou non biodégradables
Acides aliphatiques	Éthers
Alcools aliphatiques	Certaines huiles et hydrocarbures
Aldéhydes et esters aliphatiques	Alcools tertiaires aromatiques
Amines aromatiques	Trichlorophénols
Cétones	Isoprène
Composés phénolés	
Aromatiques (benzènes - styrènes)	

Composés	Taux de métabolisation (%)	Vitesse [mgDCO/ (mg MVS.h)]
Composés aliphatiques :		
Glucose	99,5	180
Glycérol.....	98,7	85
sec-butanol	98,8	55
Éthylène diamine	97,5	10
n-propanol	98,8	71
Composés aromatiques :		
Aniline	94,5	19
Acide benzoïque.....	99,0	89
o/m-crésol	95,0	55
2-6 diméthylphénol.....	94,3	9
Acide naphthoïque.....	90,0	15
Benzaldéhyde	99,0	120

L'élimination de la pollution organique d'une eau usée domestique est très différente de celle des eaux résiduaires industrielles dans la mesure où la majeure partie de la DBO₅ (environ 70 %) se trouve sous forme colloïdale.

Les différentes phases du mécanisme épuratoire d'une boue activée sur l'eau usée domestique sont représentées par la figure 8.

Il s'agit d'un processus diphasique : élimination rapide par adsorption de la pollution colloïdale (au temps t₁) puis métabolisation plus lente des matières organiques solubles (au temps t₂).

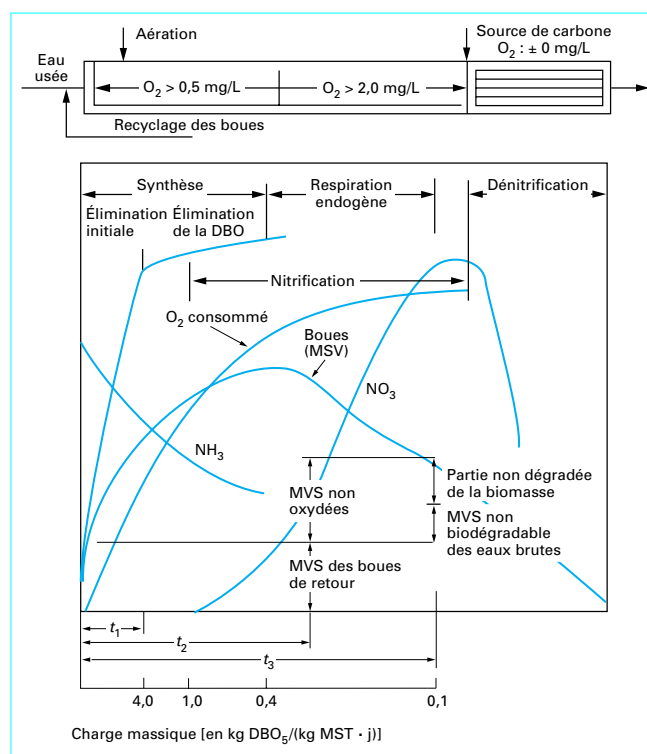


Figure 8 – Différentes étapes du mécanisme aérobie de l'épuration des eaux résiduaires urbaines

La prolongation du temps d'aération se traduira par l'auto-oxydation de la biomasse épuratrice, puis par la nitrification (oxydation de l'ammoniaque en nitrites puis nitrates) pour un âge de boues important (> à 15 jours).

3.1.1.2 Paramètres de calcul et de dimensionnement des installations de traitement par boues activées

Le dimensionnement [2] [5] d'une installation de traitement, par boues activées des rejets industriels et urbains, requiert la connaissance d'un certain nombre de paramètres qui sont :

- les caractéristiques de l'élimination de la pollution organique (biodégradabilité, cinétique de métabolisation) et les besoins en éléments nutritifs ;
- les besoins en oxygène ;
- la production de boues en excès ;
- les caractéristiques de décantation de la biomasse épuratrice.

Si ces paramètres sont connus à présent pour les eaux usées domestiques, il n'en est pas de même pour les eaux résiduaires industrielles pour lesquelles presque toujours, il conviendra de les définir par l'intermédiaire d'essais de traitabilité à l'échelle du laboratoire.

Dans le domaine de l'épuration par boues activées des eaux résiduaires urbaines et industrielles, l'efficacité (c'est-à-dire les performances épuratoires) du traitement, la cinétique des réactions biochimiques de la métabolisation de la pollution organique et la qualité déterminée de l'eau traitée sont garanties par la charge de fonctionnement du bassin d'aération, c'est-à-dire la charge massique (C_m) et l'âge des boues.

Dans la pratique, on peut concevoir que la charge massique peut varier dans des limites très étendues pouvant aller de 0,05 à 5 kg DBO₅ / (kg MST · j).

Tableau 6 – Performances épuratoires et temps de séjour en aération des eaux résiduaires urbaines pour les différents procédés

Charge massique $C_{m'}$ kg DBO ₅ /(kg MVS · j)	Rendements (en %)		Temps de séjour des effluents (h)
	/DBO ₅	/DCO	
0,07 à 0,15 (Procédés à faible charge ou aération prolongée)	> 95	> 90	12 à 24
0,2 à 0,5 (Procédés conventionnels à moyenne charge)	environ 90	environ 85	2 à 4
1,5 à 2,5 (Procédés à forte charge)	65 à 75	60 à 70	1/2 à 1

Tableau 7 – Charges massiques de fonctionnement et performances de quelques stations d'épuration de diverses branches de l'industrie

Type de pollution industrielle	Charge massique $C_{m'}$ [kg DBO ₅ / (kg MVS · j)]	Rendements (en %)		Temps de séjour des effluents (h)
		/DBO ₅	/DCO	
Chimie				
Sté Hoechst France	0,15	99	90	26
Sté Sandoz Bâle.....	0,35	90	85	22
Sté Elf Atochem St-Avold.....	0,5	95	88	34
Sté Chimique Roche.....	0,25	96	92	48
Papeterie				
Clairefontaine	0,46	98	92	15
Rochette Alsace	0,20	99	96	20
Textile				
Sté Mathelin.....	0,12	92	88	24
Agroalimentaire (laiterie-fromagerie)				
Sté Bongrain Gérard	0,38	96	92	12
Sté Marcillat.....	0,40	96	90	12

Mais il convient de ne pas oublier, qu'un problème technologique fondamental, pour l'ensemble des procédés biologiques à boues activées pouvant être mis en œuvre, est posé par la séparation, en fin d'opération, de l'eau épurée d'avec la biomasse épuratrice.

L'expérience a montré que, pour certaines charges massiques permettant une épuration efficace, la décantation des boues s'effectuait mal et que par ailleurs la décantabilité de la biomasse dépendait, dans une large mesure, de la nature du substrat métabolisé par les bactéries épuratrices.

Pour le fonctionnement des installations de traitement de la pollution industrielle, on distingue, sur la base de performances épuratoires décroissantes, respectivement :

- les traitements à faible charge et en aération prolongée :

$$C_{m'} \leq 0,15 \text{ kg DBO}_5 / (\text{kg MVS} \cdot \text{j}) ;$$

- les traitements à moyenne charge :

$$C_{m'} \text{ compris entre } 0,15 \text{ et } 0,5 \text{ kg DBO}_5 / (\text{kg MVS} \cdot \text{j}) ;$$

- les traitements à haute charge :

$$C_{m'} \geq 0,5 \text{ kg DBO}_5 / (\text{kg MVS} \cdot \text{j}).$$

En **épuration urbaine** [2] [3], la délimitation de trois grandes zones de bonne décantabilité de la boue épuratrice explique que, en pratique, on utilise des procédés par boues activées fonctionnant dans des intervalles pour des valeurs de charge massique bien déterminées.

Le tableau 6 situe les performances épuratoires et les temps de séjour en aération des effluents résiduaires urbains pour les différents procédés.

Pour les **eaux résiduaires industrielles** [4] [6] compte tenu de leur composition très variable, seuls des essais de traitabilité à l'échelle du pilote permettront de définir, en fonction de la décantabilité de la biomasse épuratrice, la charge massique à adopter pour l'obtention des performances épuratoires visées et de la qualité d'eau traitée à atteindre.

Nous fournissons dans le tableau 7, à titre indicatif, les charges massiques de fonctionnement ainsi que les performances obtenues par quelques stations d'épuration dans diverses branches de l'industrie.

Nous avons vu par ailleurs (§ 1.4.2.2) que les besoins en oxygène et la production de boues étaient donnés par les expressions :

$$Q_{O_2} \text{ (en kg } O_2/j) = a' L_e + b' S_V + 4,57 \text{ kg N (nitrifié)}$$

$$\text{et } \Delta S_V \text{ (en kg MST/j)} = a_m L_e - b S_V$$

Les valeurs relatives des coefficients (a' , b' , a_m , b) varient en fonction de la nature et de la composition de l'eau et de la boue, et du temps de la réaction biochimique de dégradation de la pollution donc de la charge massique.

On situe les variations dans les limites suivantes :

- a' entre 0,4 et 0,9 kg d' O_2 /kg de DBO_5 éliminé ;
- b' entre 0,07 et 0,15 kg O_2 /(kg MVS de boue/j) ;
- a_m entre 0,3 et 0,8 kg MVS de boue/kg DBO_5 ;
- b entre 0,05 et 0,12 kg MVS détruit par auto-oxydation / kg MVS en réaction.

On doit considérer que lorsque le temps de contact entre la pollution et la masse bactérienne est court (procédé de traitement à forte charge massique), la synthèse est abondante d'où une production de boue importante avec une faible consommation d'oxygène.

Inversement, si le temps de contact est long (procédé d'épuration à faible charge), le faible rapport *pollution/masse bactérienne* ne favorise pas la synthèse mais l'auto-oxydation de la biomasse entraînant une forte consommation d'oxygène.

À la limite, on pourrait penser qu'un temps de contact très long permettrait d'obtenir une minéralisation totale de la biomasse... ce n'est pas le cas car une proportion non négligeable de la matière formée n'est pas dégradable et tout traitement biologique entraîne une production de boues en excès.

On ne devra jamais oublier que **l'efficacité de toute épuration est tributaire** tout autant du travail biologique dans le bassin d'aération, que **de la qualité de la clarification** qui assure la séparation de la biomasse épuratrice de l'eau interstitielle épurée.

L'efficacité de la clarification finale est fonction des caractéristiques de décantabilité de la boue biologique. On en trouve une mesure dans la détermination de **l'indice de Mohlman (IM)** qui est le volume occupé, après une demi-heure de décantation, par un gramme de boue.

L'essai est exécuté dans une éprouvette d'un litre gradué que l'on remplit de liqueur mixte de boues activées, puis on note le volume de boues V (en cm_3) au bout de 30 min :

$$IM = \frac{V}{P}$$

avec P (masse sèche en g de boues) contenues dans le volume V .

Des valeurs de l'indice élevées correspondent à une mauvaise décantabilité de la boue. Une boue dont la structure assure une bonne décantation a un indice IM compris entre 80 et 150. En dessous de 50, la boue a un aspect granuleux et risque de former des dépôts, au-delà de 150 à 200, la boue est en gonflement ou atteinte du *bulking* maladie de la boue que l'on attribue à un développement exagéré de bactéries filamenteuses du type *Sphaerotilus* suite généralement à un déséquilibre du milieu (cas des eaux résiduaires d'industries agroalimentaires renfermant des substrats glucidiques facilement assimilables mais carencés en azote et en phosphore).

L'indice de Mohlman peut varier notablement en fonction de la composition et des caractéristiques physico-chimiques des eaux résiduaires à traiter mais aussi en fonction de la charge massique appliquée (figure 9).

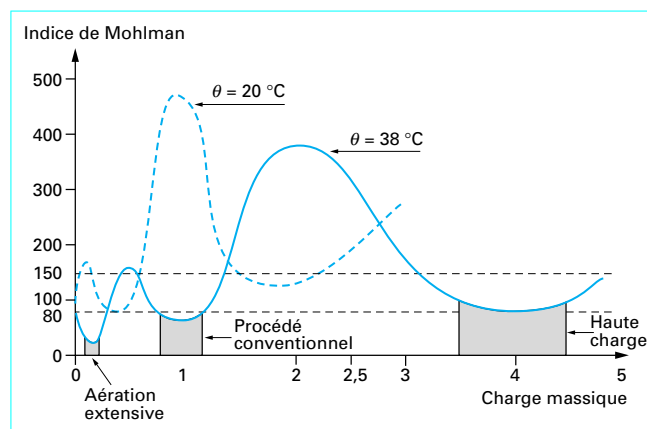


Figure 9 - Variation de l'indice de Mohlman en fonction de la charge massique appliquée pour les eaux urbaines

3.1.1.3 Schémas types d'installations à boues activées

3.1.1.3.1 Conception, forme et hydraulique des bassins d'aération

On a développé ces vingt dernières années un nombre élevé d'installations à boues activées [2] [8] [11] que nous représentons à la figure 10.

Les premiers bassins d'aération ont été conçus sous la forme de canaux profonds où **le flot d'effluents se déplace en « piston »** d'une extrémité à l'autre ; les boues activées recyclées et les eaux brutes à traiter étant amenées en tête et le départ de la liqueur mixte vers le clarificateur s'effectuant en queue.

Le **système traditionnel dit à « flux piston »** présente l'avantage de fournir généralement une bonne qualité d'eau et de favoriser la nitrification. Par contre, il provoque une consommation d'oxygène accrue en tête de bassin due à l'introduction ponctuelle de toute la production polluante. Les trop grandes variations de charge, qui se répercutent en tête, peuvent par ailleurs altérer l'épuration.

On a cherché à limiter ces inconvénients en répartissant les aménagements d'eau à traiter sur toute la longueur du bassin (alimentation étagée) en proportionnant l'aération plus ou moins bien à la demande en oxygène, enfin en améliorant la circulation hydraulique dans les bassins d'aération comportant chacun un certain nombre de canaux accolés fonctionnant en série. C'est ce qu'on nomme **Step-aération**, conception qui représente déjà un progrès certain mais qui s'avère cependant insuffisant pour assurer un fonctionnement stable à haute charge.

Poussant plus loin ces principes, le procédé dit de **contact-stabilisation** et ses dérivés consistent à n'introduire l'eau décantée qu'après une importante réactivation des boues recyclées. Durant un temps de contact relativement court (15 à 60 min.) des boues activées avec les eaux d'alimentation, les matières organiques sont éliminées par absorption et adsorption sur les floccs biologiques.

Des études biologiques menées par McKinney et W.W. Eckenfelder, ainsi que l'application des principes des fermentations industrielles, ont montré que la meilleure manière d'utiliser les possibilités des cultures bactériennes constituant les boues activées était de concevoir les bassins d'aération sur le principe du **mélange intégral (complete mixing)**.

Il semble en particulier pour les très grands bassins que la meilleure approche soit obtenue par l'emploi de **bassins combinés** (figure 11), dans lesquels l'aération et la clarification sont rassemblées dans une même enceinte, séparées par des cloisons internes avec des dispositifs de passage permettant une recirculation intense des boues décantées. L'aération est généralement réalisée

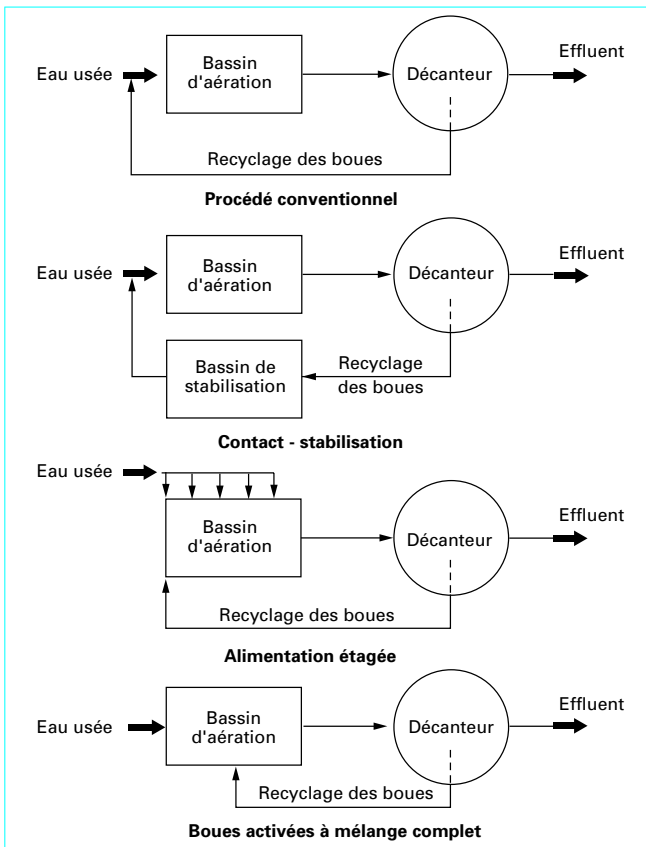


Figure 10 – Schémas types d'installations à boues activées

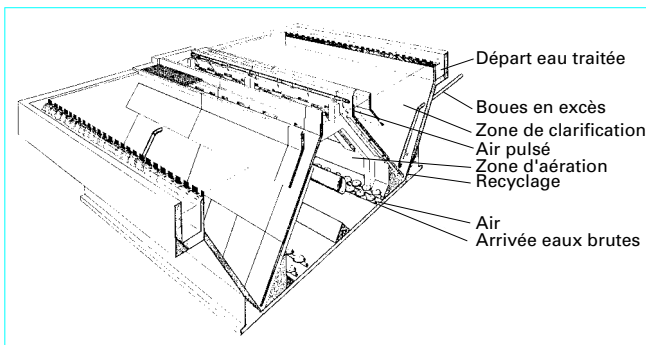


Figure 11 – Bassin combiné type « Oxyrapide »

par injection d'air et cet air joue un triple rôle de fourniture d'air, de brassage de la zone centrale d'aération et aussi de force motrice pour assurer la recirculation des boues.

3.1.1.3.2 Technologie de l'aération.

Les dispositifs d'oxygénation et de brassage

■ Les différents dispositifs d'oxygénation et de brassage

Les systèmes d'aération ont deux fonctions importantes à remplir [3] [6] :

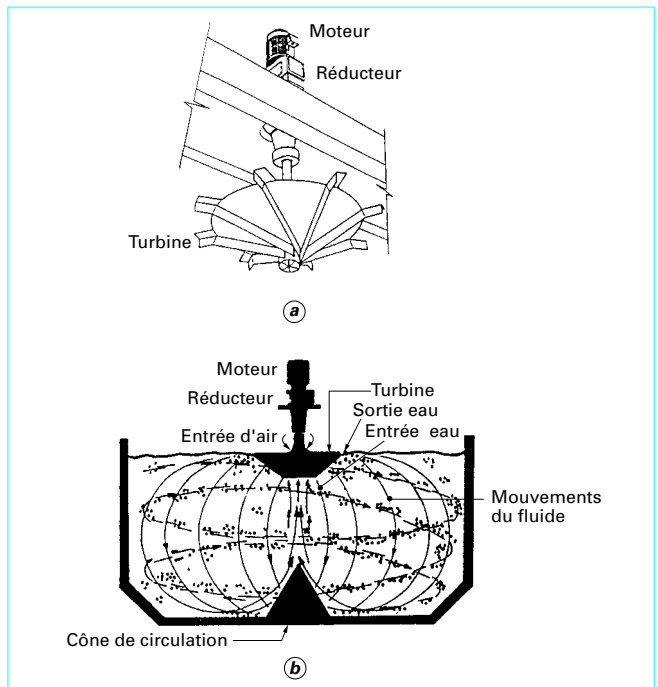


Figure 12 – Aérateur de surface (type turbine). Montage fixe sur passerelle en béton

— introduire une quantité d'oxygène déterminée dans l'eau, nécessaire à la satisfaction des besoins correspondant à l'oxydation de la pollution organique et à l'autodestruction de la masse bactérienne lors de la phase de respiration endogène ;

— brasser la suspension de boues activées pour en assurer l'homogénéité et éviter les dépôts, ce qui implique le maintien en tout point du bassin d'une vitesse minimale de l'eau de 0,15 à 0,2 m/s.

Les principaux dispositifs d'oxygénation utilisés sont :

— les **aérateurs de surface** à savoir :

- les **turbines** : aérateurs à axe vertical à vitesse lente ou à grande vitesse (figures 12 et 13),
- les **brosses** : aérateur à axe horizontal, à vitesse lente (figures 14 et 15) ;

— les **systèmes d'injection d'air surpressé en profondeur** qui délivrent soit :

- des grosses bulles ($\varnothing > 6$ mm) : cannes verticales ou diffuseurs à larges orifices,
- des bulles moyennes ($\varnothing > 4$ mm) : type clapets vibreurs, lames vibrantes disposées en larges bandes au fond des bassins ou aérateurs statiques type Kenics,
- des fines bulles ($\varnothing > 2$ mm) avec une diffusion à travers des corps poreux du type dômes ou disques en céramique ou mieux à travers des dispositifs à membranes en élastomère généralement de forme tubulaire qui ont l'avantage de ne pas présenter de risques de colmatage (figures 16, 17 et 18).

■ Notion de transfert d'oxygène. Qualité des systèmes d'aération. Critères de comparaison

L'apport d'oxygène dans une eau se fait par contact intime entre l'air et l'eau. À l'interface des deux fluides, la couche limite moléculaire se sature en oxygène dès sa formation, en même temps

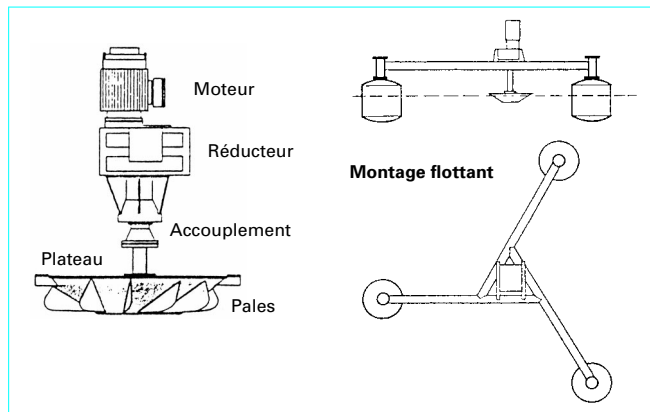


Figure 13 – Aérateur de surface (type turbine). Actirotor, Doc. Degremont

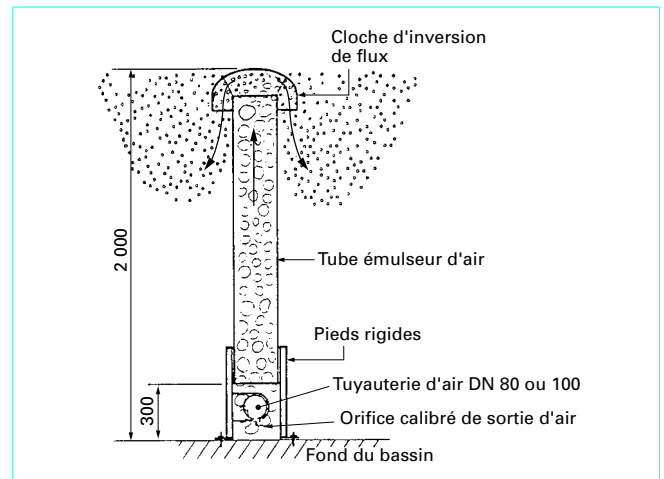


Figure 16 – Diffuseur (bulles moyennes). Dipair, Doc. Degremont

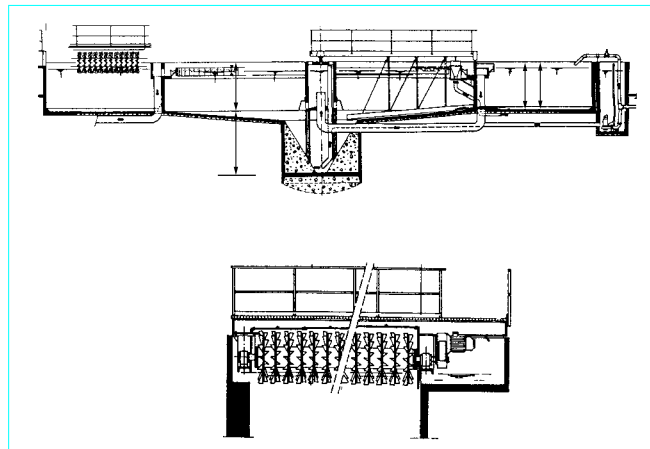


Figure 14 – Aérateur de surface (type brosse) disposé dans un chenal circulaire avec clarification centrale

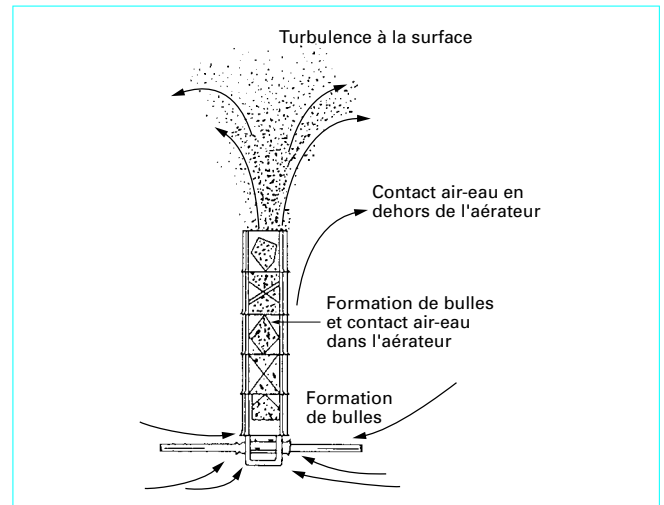


Figure 17 – Diffuseur (bulles moyennes) type Kenics

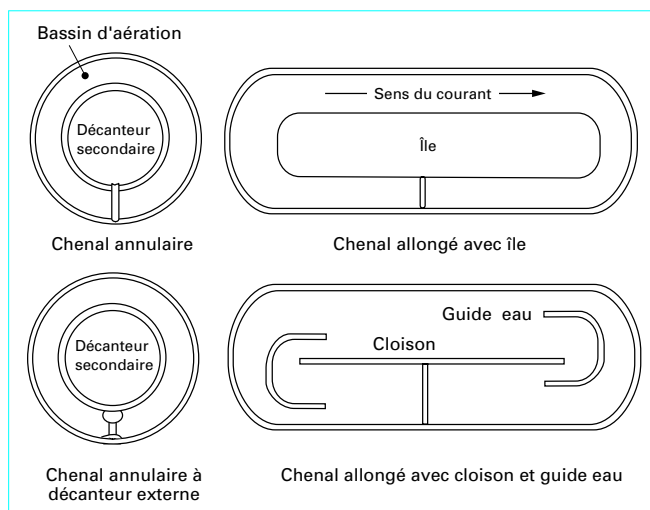


Figure 15 – Différents types de chenaux d'aération par brosse

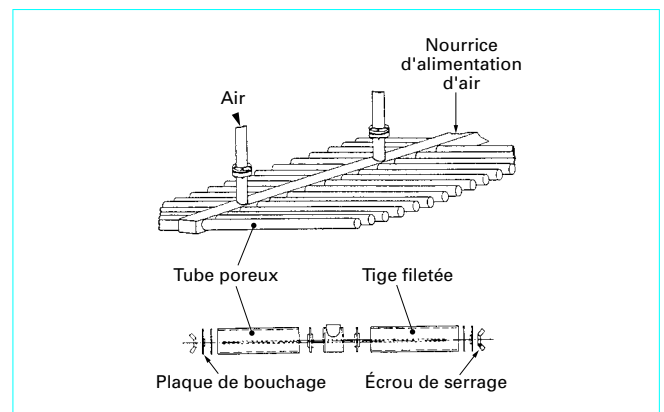


Figure 18 – Diffuseur (fines bulles) tubulaire à membrane en élastomère

que s'amorce la diffusion des gaz vers des couches d'eau plus profondes. La vitesse de diffusion suit la loi de Fick :

$$\frac{dm}{dt} = K_L A \frac{dC}{dt}$$

La quantité de substance dm qui diffuse dans l'unité de temps dt à travers une interface A , est déterminée par la constance de diffusion K_L et par le gradient de concentration $\frac{dC}{dt}$.

Si les concentrations sont exprimées en mg/L et la vitesse en mg/(L · h), K_L à la dimension de h^{-1} . Le produit $K_L A$ est appelé **coefficient de transfert**.

Les possibilités d'oxygénation des systèmes d'aération peuvent se caractériser à l'aide d'un certain nombre de critères d'évaluation de leur qualité et l'on pourra les comparer en opérant dans **des conditions standards ou nominales d'aération**, c'est-à-dire :

- en eau pure ;
- à la température de 10 °C ;
- sous la pression atmosphérique normale de 760 mmHg (1,0132 bar) ;
- à une teneur en oxygène dissous constante de 0 mg/L.

Les critères d'évaluation utilisés sont les suivants.

● La capacité d'oxygénation nominale (CO) se définit comme étant la quantité d'oxygène exprimée en g/m^3 fournie à l'eau pure en une heure, à une teneur d'oxygène constante et nulle, une température de 10 °C et une pression atmosphérique de 760 mm de mercure (1,0132 bar).

L'équation suivante permet de calculer la valeur de CO :

$$\frac{dC}{dt} = 11,25 \frac{1}{t_1 - t_0} \lg \frac{C_s - C_0}{C_s - C_t} \sqrt{\frac{K_{10}}{K_t}}$$

avec	C_s	teneur en O_2 à la saturation (en g/m^3),
	C_0	teneur en O_2 au début de l'expérience (en g/m^3),
	C_t	teneur en O_2 au bout du temps t ,
	11,25	saturation en O_2 à 10 °C (en g/m^3),
	$t_1 - t_0$	durée d'observation (en heure),
	$\frac{dC}{dt} = CO$	[en $g/(m^3 \cdot h)$],
	k_{10} et k_t	coefficients de diffusion à 10 °C et θ .

Si on pose $C_s - C_0 = D_0$ et $C_s - C_t = D_t$ déficits en O_2 à l'instant initial et à l'instant t , on a :

$$CO = 11,25 \times 2,3 \frac{1}{t_1 - t_0} \lg \frac{D_0}{D_t} \sqrt{\frac{K_{10}}{K_t}}$$

La relation entre D_0 et D_t reportée sur coordonnées logarithmiques donne une droite en fonction du temps dont la pente $\tan \alpha$ caractérise la vitesse de dissolution de l'oxygène :

$$CO = 25,9 \tan \alpha \sqrt{\frac{K_{10}}{K_t}}$$

L'importance de l'apport d'oxygène dépend :

- de la valeur des interfaces entre l'air et l'eau et du renouvellement de celles-ci ;
- du gradient d'oxygène entre l'air et l'eau ;
- du temps disponible pour la diffusion de l'oxygène.

● L'**apport spécifique nominal du système d'aération** est la quantité d'oxygène (en kg O_2) que l'on peut introduire en dépensant une énergie de 1 kWh. Pour de bonnes turbines on peut atteindre 1,5 à 5 kg O_2 /kWh.

● L'**apport horaire nominal** correspond à la quantité (en kg O_2 /h) d'oxygène que l'on peut introduire dans un bassin avec le système d'aération considéré.

Cet apport horaire est égal au produit de la capacité d'oxygénation par le volume du bassin :

● Le **rendement d'oxygénation** (dans le cas d'une insufflation d'air) est le pourcentage de la masse d'oxygène effectivement dissous par rapport à la masse d'oxygène insufflée par un système à air surpressé. Il a l'avantage d'éliminer de la comparaison le paramètre « rendement du surpresseur d'air utilisé » qui est indépendant des diffuseurs d'air proprement dits.

Pour une hauteur d'immersion de 4 m, le rendement passe de 4 ou 5 % à 20 % selon que l'on opère avec des systèmes à grosses bulles ou à fines bulles.

■ Les conditions réelles d'utilisation des dispositifs d'aération

Dans la pratique, elles sont toujours différentes des conditions standards, dans la mesure où l'on assure l'oxygénation d'une liquer mixte (eau résiduaire + boues activées).

Il convient par suite, pour passer des conditions nominales en conditions réelles d'utilisation, d'affecter aux critères d'oxygénation définis ci-dessus un **coefficient correcteur T qui varie entre 0,6 et 0,7** en fonction de la nature et de la composition physico-chimique des eaux résiduaires à épurer.

T est lui-même le produit de trois coefficients secondaires :

$$T = T_p \times T_d \times T_t$$

avec	T_p	(appelé souvent α) coefficient d'échange eau pure-liqueur mixte qui dépend de la nature de l'eau à traiter, de la concentration en matières en suspension de la boue activée et du système d'aération lui-même,
	T_d	(appelé souvent β) coefficient de déficit en oxygène est le rapport des déficits d'oxygène dans les conditions effectives d'emploi et les conditions standards :

$$T_d = \frac{C_s - C_x}{C_{10}}$$

où	C_s	saturation en oxygène possible de la liquer mixte dans les conditions effectives d'emploi (mg/L),
	C_x	teneur en oxygène effectivement maintenue dans les bassins (1,5 à 2 mg/L),
	C_{10}	saturation en O_2 (mg/L) en eau pure soit 11,2 mg/L à 760 mm Hg (1,0132 bar) et à 10 °C,
	T_t	coefficient de vitesse de transfert compte tenu de l'accélération ou du ralentissement des échanges gaz-liquide du fait d'une variation de la température du milieu.

■ Conditions requises pour le brassage des systèmes d'aération

Dans le cas d'une aération de surface, il convient de réaliser une turbulence suffisante pour éviter les dépôts de boues, on considère généralement que l'apport spécifique requis doit être de 25 W/ m^3 pour les brosses et 30 W/ m^3 pour les turbines.

Dans le cas d'une injection d'air surpressé, le brassage le plus efficace est obtenu par une disposition des diffuseurs (au voisinage du radier) sur une ou deux bandes latérales de façon à créer un mouvement de rotation dit de *spiral flow*. Le débit horaire d'air requis est compris entre 5 et 8 Nm³ par m² de surface liquide de bassin.

La **nouvelle tendance**, dont l'utilité est apparue dans l'optique du traitement de l'azote, consiste à **séparer les fonctions de brassage et d'aération**. Elle permet de diminuer globalement la puissance installée sur l'ouvrage d'aération en se limitant aux puissances strictement nécessaires pour chaque fonction. L'oxygénation est

assurée par des aérateurs de surface ou par injection d'air surpressé, le brassage par des agitateurs à vitesse lente permettant d'éviter le dépôt de la biomasse.

3.1.1.3.3 Les différents types de clarificateurs

Les clarificateurs ou décanteurs secondaires doivent avoir une grande efficacité. Recevant une liqueur de boues activées avec une concentration voisine de 3 000 mg/L en matières en suspension, ils doivent restituer une eau clarifiée n'en contenant plus que 30 mg/L au maximum, soit un rendement de 99 %. Dans le cas d'un traitement à faible charge, où la concentration des boues peut atteindre 6 g/L, le rendement doit être encore meilleur et atteindre plus de 99,5 %. Par contre, les boues que l'on sépare de l'eau épurée doivent être recyclées rapidement dans le bassin d'aération et maintenues dans des conditions d'anaérobiose aussi peu longtemps que possible.

C'est pourquoi les clarificateurs modernes se distinguent de plus en plus des décanteurs primaires.

Ils doivent être calculés très soigneusement en tenant compte, d'une part, de la **charge hydraulique superficielle moyenne et de pointe** [exprimée en m³/(m² · h)] de décantation, et, d'autre part, également de la **charge matières** [exprimée en kgMST/(m² · h)] qui peut varier de façon notable en fonction des valeurs prévisibles de l'indice de Mohlman des boues, des caractéristiques physico-chimique des effluents à traiter et de la charge massique appliquée.

Pour classer les différents types de clarificateurs, on peut distinguer, surtout pour les grands appareils, deux écoles :

— l'école allemande où les appareils sont du type raclé, mais avec un fond assez pentu, ce qui leur donne une forte profondeur au centre ;

— l'école américaine, qui a d'ailleurs fait beaucoup d'adeptes en Europe et particulièrement en France, et qui repose sur le principe de clarificateurs plats avec reprise des boues par succion en de nombreux points répartis le long d'un rayon. Ces dispositifs de succion se déplacent, fixés sur un pont mobile et, par conséquent, la boue est reprise beaucoup plus rapidement que dans les appareils raclés (figure 19).

Notons la **tendance actuelle** pour réduire l'emprise au sol de la clarification, du **développement de la décantation lamellaire** qui permet de réaliser des ouvrages très compacts.

Traditionnellement, la **recirculation des boues se fait par pompage**. On extrait les boues activées du fond du clarificateur, et on les envoie en tête du bassin d'aération, afin de réensemencer celui-ci et d'y maintenir une concentration sensiblement constante en micro-organismes épurateurs.

Bien entendu, l'épuration produit des boues par imbrication, dans le floc, des matières en suspension non biodégradables amenées par l'eau à traiter, et par accroissement de la masse bactérienne à partir de la nourriture que constitue la pollution organique biodégradable. C'est sur le circuit de recirculation que l'on doit faire les extractions de boues en excès. La concentration maximale *C* des boues extraites du clarificateur est fournie par la relation

$$C \text{ (kgMST/m}^3\text{)} = \frac{1,2 \times 10^3}{\text{IM}}$$

avec IM indice de Mohlman

Le taux de recirculation pour lequel cette concentration est obtenue est variable selon les cas.

Dans les procédés classiques (à moyenne charge), on pratiquait des recirculations faibles, de l'ordre de 50 % du débit traversier, ce qui conduisait souvent à réactiver la boue afin de la remettre dans un bon état d'aérobiose.

La tendance actuelle est d'accroître ce taux, quitte à soutirer des boues moins concentrées, et de plus en plus, on avance des taux modulables entre 50 et 150 % du débit traversier, ce qui permet d'éliminer la période de réactivation.

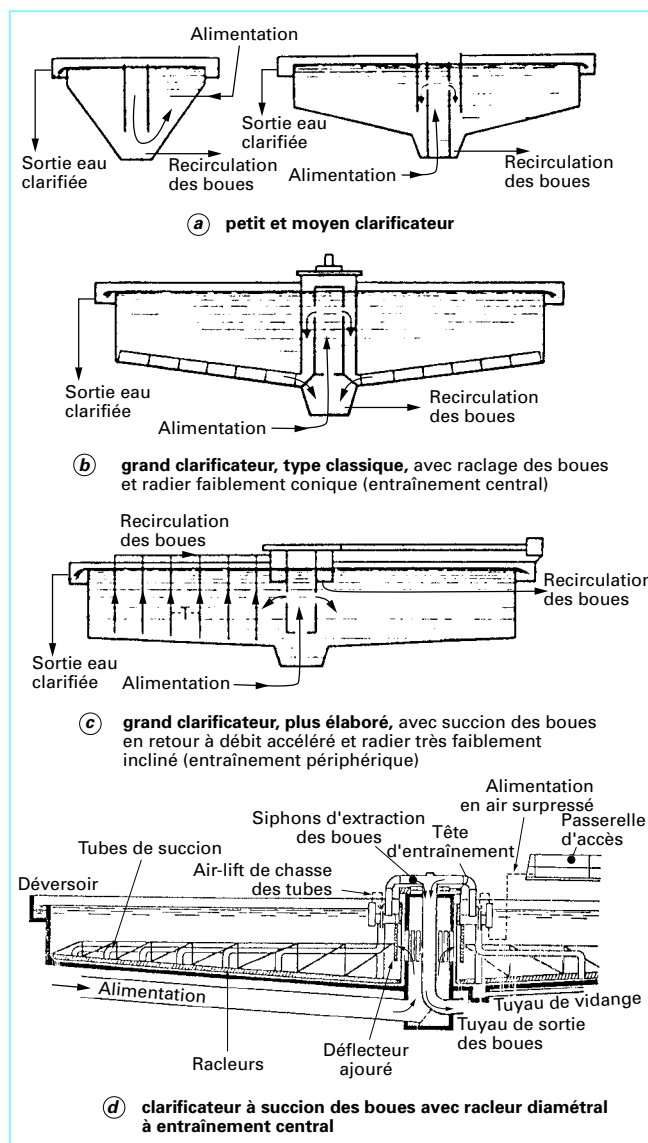


Figure 19 - Les différents types de clarificateurs

Remarquons que dans les bassins combinés présentés par certains constructeurs, le taux de recyclage interne dépasse 200 %, et permet ainsi l'obtention d'une boue très active.

3.1.1.4 Examen des diverses réalisations industrielles

3.1.1.4.1 Traitements à forte charge

Dans ce procédé, la culture bactérienne est maintenue dans la phase de croissance exponentielle avec des **charges massiques** $C_{m'} \geq 0,5 \text{ kg DBO}_5 / (\text{kg MVS} \cdot \text{j})$.

Dans le cadre de l'épuration des eaux usées domestiques, les installations à boues activées peuvent être du type classique précédé d'une décantation primaire, mais le souci de réaliser la **complete mixing** en aération et de réduire au maximum la capacité des ouvrages a conduit à adopter la **technique des bassins combinés** qui tend à rendre contigu les deux dispositifs d'aération et de décantation

avec des recirculations intenses favorisant le mélange intégral des eaux à épurer et des boues biologiques.

Utilisés essentiellement pour l'épuration des effluents urbains faiblement pollués ($DBO_5 \leq 150 \text{ mgO}_2/\text{L}$) des grandes agglomérations, on vise par ces traitements à haute charge des rendements $\leq 80 \%$ par rapport à la DBO_5 avec des temps de séjour en aération des effluents inférieurs à l'heure, ce qui réduit considérablement les besoins en oxygène mais conduit par contre à des masses de boues en excès particulièrement importantes.

L'emploi d'oxygène pur ou de gaz enrichis en oxygène en remplacement de l'air atmosphérique permet de traiter par ces procédés à haute charge des effluents dont la pollution organique carbonée est beaucoup plus concentrée (c'est le cas par exemple de la biodégradation d'effluents industriels du type agroalimentaires et d'industries chimiques de synthèse).

Sur le plan technologique, la mise en œuvre de l'oxygène pur a été étudiée au niveau de nombreux systèmes avec des dispositifs monoétages (procédés Air Liquide et Linde GmH) et des dispositifs multiétagés (procédé Unox « Union Carbide » et ses variantes comme les procédés Air Products et Degremont) où l'on optimise l'emploi de l'oxygène par un traitement en deux étages avec une biodégradation initiale à l'oxygène pur de la majeure partie de la pollution puis une finition par un traitement à l'air de la pollution résiduelle.

Les procédés à l'oxygène pur conduisent à des installations très compactes, mais sur la base de considérations technico-économiques, ils ne s'avèrent intéressants que si l'oxygène est localement disponible (centre de production d'oxygène, oxyducs).

3.1.1.4.2 Traitements à moyenne charge

Ces traitements dans lesquels les bactéries sont placées en phase de croissance ralentie sont caractérisés par des **charges massiques** entre $0,15$ à $0,5 \text{ kg DBO}_5/(\text{kg MVS} \cdot \text{j})$ pour une teneur en boues activées de $2,5$ à 3 g/L .

Ils constituent les procédés conventionnels d'épuration des grandes villes selon un schéma de traitement classique pourvu d'une décantation primaire préalable.

Ils assurent une très bonne épuration des eaux usées domestiques avec un rendement d'élimination de la DBO_5 de l'ordre de 90% correspondant à des temps de séjour des effluents en aération de 2 à 4 heures et des besoins en oxygène pouvant atteindre $1 \text{ kgO}_2/\text{kg DBO}_5$ éliminée.

Ils trouvent leur application aussi dans le traitement de certains rejets industriels présentant une bonne biodégradabilité. C'est le cas par exemple, dans l'industrie agroalimentaire (conserverie, brasserie, malterie, laiterie, etc.) avec l'obtention de rendements de 90 à 95% par rapport à la DCO et 95 à 99% par rapport à la DBO_5 pour des temps de séjour en aération des effluents de 4 à 12 h , mais aussi dans l'industrie papetière sur certains rejets où l'on peut viser pour des temps d'aération n'excédant pas 12 heures, d'excellentes performances épuratoires $> 95 \%$ par rapport à la DBO_5 et 90 à 95% par rapport à la DCO.

On doit considérer cependant que la conduite de telles installations, où l'épuration proprement dite et la stabilisation des boues sont séparées, est relativement complexe ; elle demande toujours soit une automatisation poussée, soit une surveillance accrue.

3.1.1.4.3 Traitements à faibles charges

Dans ces traitements caractérisés par des **charges massiques** $C_m \leq 0,15 \text{ kg DBO}_5/(\text{kg MVS} \cdot \text{j})$, la boue activée est placée en phase d'auto-oxydation dite respiration endogène ; on s'arrange pour provoquer une sous-alimentation de la flore bactérienne qui consomme alors ses propres tissus. Ces procédés ont été lancés en France sous le nom d'oxydation totale, expression complètement erronée, car l'oxydation biochimique ne peut toucher en aucun cas les matières minérales et organiques non biodégradables (lignine, cellulose par exemple). Il est donc préférable de parler d'**aération**

prolongée ou extensive pour ces traitements très utilisés pour l'épuration des eaux usées domestiques (des communes inférieures à $5\,000$ habitants) qui prétraitées sont admises directement en aération sans décantation préalable. On obtient des performances très élevées ($\geq 98 \%$ par rapport à la DBO_5) avec une nitrification des composés azotés. La durée de séjour des effluents est au minimum de 12 heures et peut atteindre 1 à 2 jours ; ce qui explique le fort apport d'oxygène nécessaire ($1,5$ à $2 \text{ kgO}_2/\text{kg DBO}_5$ éliminée) mais en contrepartie une production de boue bien minéralisée estimée à $0,5 \text{ kg MST/kg DBO}_5$ éliminée.

Ces types de procédés de traitement sont particulièrement utilisés pour l'**épuration des rejets industriels de biodégradabilité moyenne** pour lesquels on vise des performances épuratoires élevées et qui renferment des polluants dont la métabolisation n'est obtenue qu'avec des cinétiques de dégradation lentes après des périodes d'adaptation prolongées des souches bactériennes. C'est le cas de la dépollution de bon nombre de rejets des industries chimique, papetière et textile.

À titre indicatif pour des conditions de fonctionnement en aération prolongée, nous situons (tableau 8) les performances épuratoires de quelques stations industrielles :

Tableau 8 – Performances épuratoires, en aération prolongée de quelques stations industrielles

Industrie	Rendements (en %)		Temps de séjour des effluents
	/ DBO_5	/DCO	
Industrie textile	90 à 95	80 à 88	16 à 48 h
Industrie chimique et pharmaceutique	90 à 98	85 à 95	24 h à plusieurs jours (suivant la nature des substrats à dégrader)
Industrie papetière	95 à 98	90 à 95	12 à 24 h

Les **avantages des traitements en aération prolongée** sont multiples :

- **exploitation simplifiée de l'installation** résistant bien aux violents à-coups de pollution (fréquents dans l'industrie) grâce à l'importance des volumes d'aération mis en jeu ;
- **performances épuratoires très élevées** avec nitrification ;
- **obtention de boues stabilisées** non fermentescibles produits en quantité minimale.

À noter que pour des rejets industriels très pollués, ce type de traitement constitue très souvent le second étage d'un traitement biologique en deux étapes, permettant de compléter une épuration biologique initiale réalisée par méthanisation ou par un traitement aérobie sur lit bactérien.

3.1.2 Variante des traitements à boues activées. Le lagunage

L'utilisation d'étangs naturels ou artificiels, comme milieu récepteur d'effluents bruts ou traités remontent à des temps anciens. Les premiers exemples récents du lagunage datent du début du XX^e siècle. On distingue deux types de lagune :

- les **lagunes naturelles**, anaérobies facultatives ou aérobies qui peuvent recevoir des effluents bruts ou prétraités. Alimentées d'effluents traités les lagunes naturelles sont nommées étangs de stabilisation ;
- les **lagunes aérées** (avec aérateurs artificiels) qui constituent un dispositif très proche du procédé à boues activées à faible charge.

3.1.2.1 Le lagunage naturel

Dans les pays ensoleillés, lorsqu'on stocke l'eau à épurer dans des bassins de faible profondeur (0,8 à 1 m), on peut obtenir une épuration de type aérobie grâce à un développement bactérien actif utilisant la pollution comme source de nourriture et aboutissant à la formation d'une boue activée dispersée. L'oxygène nécessaire est alors fourni par l'activité photosynthétique des algues vertes qui se développent abondamment dans un tel milieu. Le fond de la lagune, où se déposent les matières décantables reste cependant en phase anaérobie.

Un équilibre biologique se crée, les bactéries transforment la matière organique en dioxyde de carbone (CO₂) et en sels minéraux (nitrates, phosphates) utilisés par les algues pour synthétiser leur matière vivante et produire de l'oxygène (phénomène de photosynthèse). Un tel traitement en étang est évidemment long (plusieurs semaines voire plusieurs mois) et, par suite, nécessite de grandes superficies. De bonnes conditions climatiques sont essentielles, les périodes de faible ensoleillement se traduisant par de faibles productions d'oxygène et par une mauvaise épuration.

Le lagunage naturel est généralement réalisé dans plusieurs bassins en séries dans lesquels les effluents à traiter sont soumis aux processus biochimiques naturels de l'auto-épuration.

On opère en pratique avec trois types de lagunes :

- une lagune profonde fonctionnant en anaérobiose ;
- une lagune de faible profondeur ou bassin mixte dit « étang de stabilisation ». Il s'agit d'un bassin de grande surface dans lequel la flore bactérienne, essentiellement aérobie, assure la métabolisation de la pollution grâce à l'oxygène qui lui est fourni, d'une part, par les algues vertes et, d'autre part, par les échanges gazeux air-eau à la surface liquide ;
- une lagune de finition en complément de traitement fonctionnant principalement en aérobie.

3.1.2.2 Le lagunage aéré

Une amélioration notable du procédé de lagunage naturel peut être obtenue en utilisant des lagunes aérées. Ce sont de vastes bassins, où l'on effectue une épuration biologique bactérienne comme celle qui se pratique naturellement dans un étang, en apportant de l'extérieur par insufflation d'air ou oxygénation au moyen d'aérateurs de surface, l'oxygène nécessaire au maintien des conditions aérobies des bactéries épuratrices.

Un avantage en découle : on peut opérer dans des bassins plus profonds que dans le lagunage naturel, car on n'est pas limité par la pénétration restreinte de la lumière dans le milieu. Une lagune naturelle ne doit pas dépasser 0,8 à 1 m de profondeur ; le lagunage aéré s'effectue dans des bassins dont la profondeur varie de 2 à 4 m ce qui permet de réduire considérablement les surfaces utilisées.

Un autre avantage réside dans l'utilisation d'un matériel d'aération adapté qui permet d'assurer un brassage suffisant de l'ensemble, pour éviter les dépôts et le passage en phase anaérobie du fond du bassin.

On peut considérer que le **lagunage aéré** est, du point de vue biologique, **un cas particulier de l'aération prolongée sans retour de boues activées**. Dans la lagune où les colonies bactériennes sont en équilibre avec la charge polluante, la concentration en biomasse est faible (de l'ordre de 0,2 g/L). L'aération est généralement pratiquée par des aérateurs de surface montés sur équipement flottant.

Il est rare, en raison de la teneur relativement élevée en matières en suspensions que l'on puisse rejeter directement l'effluent traité à l'exutoire sans décantation finale. Une simple lagune non aérée peut faire office de clarificateur, la stabilisation des boues étant assurée par voie anaérobie. Une solution plus ingénieuse consiste à utiliser deux lagunes (correspondant à 24 et 48 heures de temps de

séjour) équipées d'aérateurs, alternativement en clarification et en aération.

Les avantages et inconvénients essentiels de la technique d'épuration par lagunage.

Avantages :

- fiabilité et facilité d'exploitation ;
- bonne adaptation aux à-coups des flux polluants ;
- investissement modéré si l'on dispose de surfaces en terrains importantes dont la nature, la structure et la topographie sont adaptées ;
- coût d'exploitation limité.

Inconvénients :

- nécessité de surfaces importantes en terrains ;
- contraintes de sous-sol : terrains imperméables (protection de la nappe) ;
- performances épuratoires plus faibles (relargage de matières en suspension) qu'avec le procédé à boues activées ;
- risques de prolifération de moustiques et d'odeurs (pour les bassins anaérobies) ;
- curage périodique indispensable.

3.2 Technologies de traitement par des cultures bactériennes fixées

Les procédés biologiques à cultures bactériennes fixées dérivent d'une intensification des processus naturels d'épuration de filtration par le sol. Le plus ancien de ces procédés est celui du **lit bactérien** qui est resté très à la mode dans le pays anglo-saxons, mais qui en France a nettement marqué le pas ces dernières années. Des recherches récentes ont abouti à la mise au point de procédés biologiques à biomasses fixées sur milieux granulaires fins : **les biofiltres**.

3.2.1 Les lits bactériens

3.2.1.1 Principe de fonctionnement et constitution

On fait ruisseler l'eau à traiter, préalablement décantée, sur un garnissage poreux ou caverneux accumulé sur une hauteur convenable et qui sert de support aux micro-organismes épurateurs.

L'aération provient du tirage naturel ; on assure quelquefois une ventilation forcée. La microflore se développe à la surface du support sous forme de pellicules membranées très riches en colonies microbiennes.

La pollution contenue dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes épurateurs tandis qu'inversement les sous-produits et le dioxyde de carbone s'éliminent dans les fluides en circulation.

Selon l'épaisseur du film, une couche anaérobie peut apparaître sous la couche aérobie.

Le film biologique ou mucilage comporte des bactéries hétérotrophes généralement proches de la surface et des autotrophes (bactéries nitrifiantes) près du support.

Dans les couches supérieures, on note souvent la présence de champignons et, en surface, la présence d'algues. La microfaune prédatrice est généralement abondante (protozoaires ainsi que des animaux plus évolués : vers, escargots, etc.).

On utilise généralement deux types de matériaux de remplissage qui permettent de distinguer deux grandes familles de lits bactériens [2] [5].

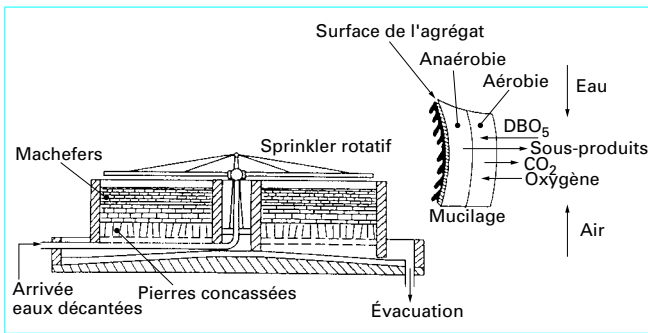


Figure 20 – Coupe schématique d'un lit classique à ruissellement

3.2.1.1.1 Lits bactériens classiques, appelés filtres percolateurs ou à ruissellement (figure 20)

Ils sont constitués par des matériaux à base de scories, de pouzzolane, de coke, de mâchefers, etc., de faibles dimensions (4 à 8 cm) accumulés sur une hauteur de 1 m (minimum) à 4 à 5 m (maximum). Le radier sur lequel reposent les matériaux est réalisé de façon à ce que l'eau s'écoule aisément et que l'air circule librement. À cet effet, on prévoit un double radier : la partie supérieure qui supporte les matériaux est perforée, tandis que la partie inférieure, qui recueille et canalise l'eau, est étanche. Il existe plusieurs types de distribution de l'effluent à épurer :

- des répartiteurs fixes : caniveaux alimentant des éléments perforés ;
- des distributeurs mobiles : chariots baladeurs ou sprinklers, sorte de tourniquets hydrauliques à deux ou quatre bras percés d'orifices permettant l'arrosage en pluie.

3.2.1.1.2 Lits bactériens à remplissage plastique

De surface spécifique élevée (80 à 220 m²/m³), ces remplissages, constitués de matériaux synthétiques (PVC, polystyrène) empilés en « vrac » ou sous forme de plaques ondulées ou de tubes cloisonnés, sont très légers ($\rho = 40$ à 80 kg/m³) et possèdent un fort pourcentage de vides (94 à 98 %).

Ces dispositifs ont l'avantage d'offrir, pour la fixation du biofilm, une surface beaucoup plus importante que les matériaux traditionnels, tout en réduisant les risques de colmatage des lits bactériens classiques. Ils se prêtent bien du point de vue construction, à la mise en œuvre de tours de grande hauteur (8 à 10 m).

Un grand nombre de matériaux de remplissage sont disponibles sur le marché. À titre indicatif citons :

- **Cloisonyle** : matériau sous forme de tubes en PVC rigide de 80 mm de diamètre, cloisonné intérieurement ;
- **Plasdek et Flocor** : matériaux sous forme de plaques ondulées assurant une circulation croisée ;
- **Filterpack** : matériau à remplissage vrac se présentant sous forme d'anneaux en polypropylène.

3.2.1.1.2 Éléments de calcul des lits bactériens. Performances épuratoires

Les lits sont classés en fonction des charges hydrauliques et organiques qu'ils peuvent supporter [14] [15] :

- la **charge hydraulique ou superficielle** représente la vitesse d'écoulement c'est-à-dire le débit horaire ou journalier des effluents traités rapporté à la surface du lit [m³/(m² · h) ou m³/(m² · j)] ;
- la **charge organique ou volumique** exprime le flux polluant journalier en kg DBO₅/j rapporté au volume unitaire du matériau (m³).

3.2.1.2.1 Lits classiques à ruissellement à faible charge

Charge organique : 0,08 à 0,2 kg DBO₅/(m³ · j).

Charge hydraulique : 1 à 5 m³/(m³ · j).

Dans ces lits, il n'y a pas lavage permanent de la boue biologique, qui tend ainsi à s'accumuler au sein de la masse percolatrice.

L'action de la faune prédatrice, très abondante, est essentielle ; c'est elle qui, avec l'auto-oxydation cellulaire, limite la prolifération excessive du film biologique, en évitant ainsi un colmatage rapide du filtre, qui est en fait un véritable lit à fixation de boue.

On peut dire que, si les lits bactériens à faible charge représentent encore une solution acceptable pour les très petites installations, en permettant d'atteindre des rendements de 95 %, l'orientation actuelle est d'abandonner de plus en plus ce type de lit, qui s'encrasse rapidement, s'adapte mal aux variations de débit et s'avère peu économique, vu les frais de construction relativement élevés.

3.2.1.2.2 Lits classiques à ruissellement à forte charge

Ils fonctionnent sous des charges ci-après :

— **charge organique** : 0,6 à 0,8 kg DBO₅/(m³ · j) ;

— **charge hydraulique** : 14 à 40 m³/(m² · j).

Pour éliminer de façon continue la substance cellulaire inutile, on applique une forte charge hydraulique dépassant le débit maximal d'autocurage [0,5 à 0,6 m³/(m² · h)], en ne laissant subsister sur les agrégats rocheux que de minces pellicules bactériennes aérobies. Ceci conduit nécessairement à l'installation d'un clarificateur à la sortie du lit et d'un décanteur primaire.

Les boues ainsi éliminées sont putrescibles, en quantité supérieure à celle des boues produites par un lit bactérien ordinaire ; le travail de minéralisation (stabilisation) des boues est réservé à d'autres parties de l'installation, comme par exemple les digesteurs. De tels lits sont dits « autocurables ».

Le rendement d'épuration d'un lit à haute charge est peu influencé par la charge hydraulique, à condition qu'elle reste inférieure au débit de lessivage [40 m³/(m² · j)], qui correspond à l'arrachement du film sous l'action du flot d'eau à épurer.

Par contre, le rendement d'épuration est lié à la hauteur de couche ; ainsi, pour une charge hydraulique de 24 m³/(m² · j), il atteint dans l'épuration d'eaux usées urbaines :

- 66 % pour une hauteur de 2 m ;
- 75 % pour une hauteur de 3 m.

Un rendement d'épuration plus élevé (au maximum 85 %) peut être obtenu moyennant un recyclage. Les possibilités de schémas (figure 21) de fonctionnement avec recirculation sont nombreuses, selon que l'on utilise l'eau décantée, les boues secondaires ou une combinaison des deux pour pratiquer le recyclage.

Lorsque l'on impose des conditions sévères pour la qualité de l'eau épurée au rejet ou que l'on se propose de dépolluer des effluents résiduels industriels (par exemple du type agroalimentaire) concentrés en polluants, une **épuration en deux ou plusieurs stades devient nécessaire**. Chaque stade comporte deux ouvrages l'un pour la métabolisation aérobie de la pollution l'autre pour la clarification, chaque effluent étant recyclé.

Les Anglo-saxons pratiquent très souvent une double filtration avec un **système de deux lits bactériens successifs en fonctionnement alterné** (pour éviter le colmatage) qui permet l'obtention de performances épuratoires supérieures à 95 % par rapport à la DBO₅.

3.2.1.2.3 Lits à remplissage plastique à très haute charge

Les lits à remplissage plastique [13], grâce à l'importante surface développée des matériaux et à leur grand pourcentage de vide, peuvent traiter des eaux résiduelles particulièrement polluantes en travaillant dans les conditions de fonctionnement suivantes :

- **charge organique** : 1 à 5 kg DBO₅/(m³ · j) ;

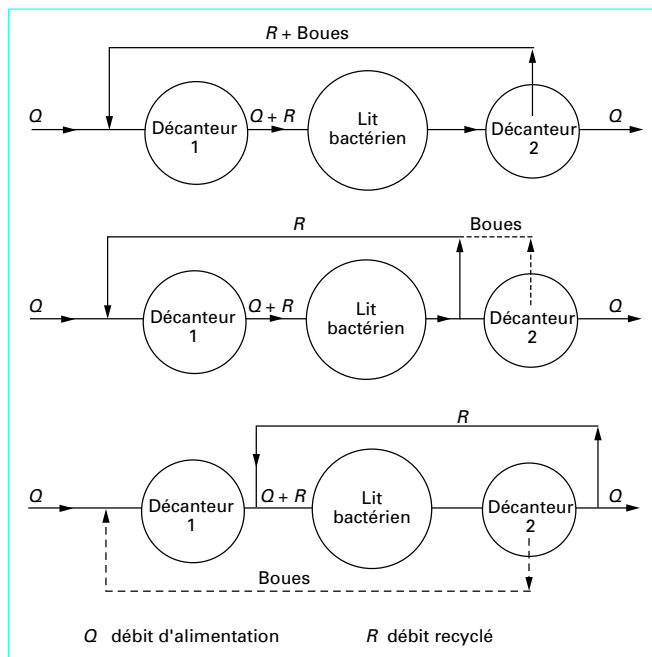


Figure 21 – Les différents schémas de fonctionnement des lits bactériens

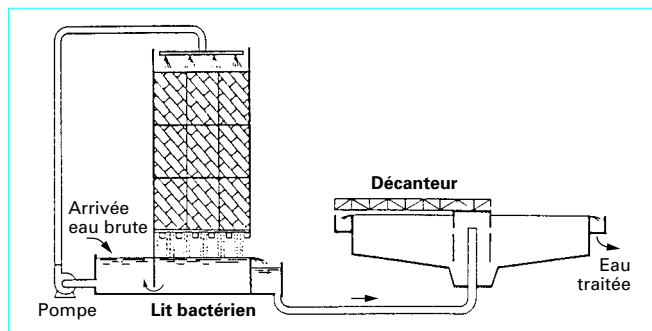


Figure 22 – Schéma de fonctionnement d'un remplissage plastique (avec recyclage) et clarificateur

— charge hydraulique : 1,5 à 3 m³/(m² · h).

La grande vitesse de percolation évite le colmatage, mais conduit à des rendements d'élimination de la DBO₅, plus faibles qu'avec des lits traditionnels, qui oscillent entre 35 et 70 % suivant le type d'effluent à traiter et la charge organique adoptée.

Il est toujours nécessaire (figure 22) de prévoir un recyclage en tête du lit de façon à maintenir une charge hydraulique minimale en dessous de laquelle on risquerait de ne pas obtenir l'autocurage nécessaire.

Ce recyclage peut s'effectuer soit directement de la base du lit bactérien, soit à partir du clarificateur qui suit.

Les lits plastiques sont particulièrement bien adaptés pour constituer le **premier stade d'une épuration biologique en plusieurs étapes**, ce qui implique qu'on les utilise surtout pour le **prétraitement** d'eaux résiduaires particulièrement polluées issues d'usines agro-alimentaires (brasserie, laiterie, conserverie, etc.) ou dans le cadre d'une épuration mixte d'eaux usées domestiques en mélange avec

ce type d'effluent industriel. Peu sensible au colmatage, ils permettent de réaliser des installations particulièrement compactes.

Il est intéressant de situer les **avantages et les inconvénients des lits bactériens** par rapport aux procédés par boues activées.

Avantages :

- système d'épuration robuste et simple nécessitant peu d'entretien et de contrôle ;
- compacité des ouvrages pour les lits à remplissage plastique, peu sensibles au colmatage par ailleurs ;
- faible dépense d'énergie réduite au pompage (alimentation, recyclage).

Inconvénients :

- performances épuratoires moins élevées que les systèmes à boues activées ;
- pour les lits classiques surtout : sensibilité au colmatage d'où nécessité de prétraitements particulièrement performants et d'une décantation efficace ;
- risques de sources d'odeurs non négligeables et de pullulation d'insectes divers.

3.2.2 Les biofiltres

3.2.2.1 Principe de fonctionnement

Les techniques par cultures fixées sur milieu granulaire fin sont d'un développement récent essentiellement sous forme de lits fixes [2] [3].

Le développement actuel de cette technique vise à réaliser simultanément, dans le même ouvrage, la réaction biologique de dégradation de la pollution par la biomasse épuratrice et la clarification par filtration de l'effluent traité. Elle ne comporte donc pas de clarification finale par décantation (figure 23).

L'ouvrage se présente comme un filtre garni en matériaux de granulométrie suffisamment faible pour obtenir un effet de filtration efficace. Le matériau sert simultanément de support à la biomasse de type fixé que l'on maintient dans des conditions aérobies dans le filtre. Dans un tel système, l'accroissement de la biomasse et les matières en suspension de l'effluent à traiter, retenues dans le matériau, vont colmater progressivement le lit.

Des lavages du matériau devront être cycliquement effectués ; à l'inverse des procédés conventionnels d'épuration, cette technique est alors discontinue.

Le lavage est réalisé selon les mêmes techniques utilisées en filtration sur sable (détassage à l'air du matériau, lavage à l'eau à contre-courant). La remise en service du lit, après un lavage correctement effectué, se fait généralement de façon quasi instantanée grâce aux propriétés des supports utilisés (macroporosité du matériau) dans lesquels reste une population bactérienne suffisante pour permettre immédiatement une épuration efficace.

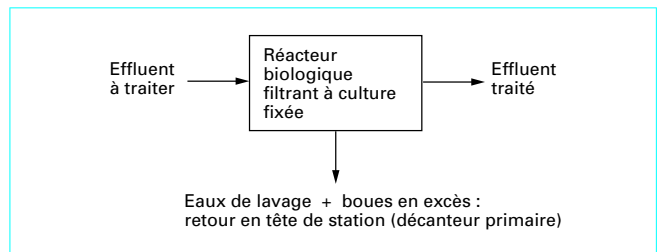


Figure 23 – Schéma simplifié du principe de fonctionnement d'un biofiltre

3.2.2.2 Différents procédés et variantes technologiques

À l'échelle industrielle, plusieurs techniques de biofiltration ont été mises en œuvre [16] [17]. Ce qui les différencie ce sont : la nature et la granulométrie du support, la technologie du transfert d'air, le mode de fonctionnement du lit et le sens de filtration de l'eau à traiter et de circulation de l'air.

■ **Matériaux utilisés** : ils ont des propriétés communes ; ils développent une grande surface spécifique, possèdent une macroporosité importante, une densité apparente faible et présentent une résistance élevée à l'usure mécanique.

Les granulométries proposées varient de 1 à 10 mm selon les matériaux. Il s'agit d'un compromis entre deux contraintes opposées : nécessité d'une granulométrie relativement faible pour avoir une bonne surface d'accrochage pour le biofilm, tout en étant suffisamment importante pour éviter des colmatages trop fréquents.

Les matériaux les plus utilisés sont :

- les charbons minéraux ou végétaux plus ou moins activés (le Biocarbone : procédé breveté OTV) ;
- des matériaux naturels expansés, cuits à haute température :
 - du type argile (Biolite granulé mis au point et utilisé par Degremont, Biodamine argile dopée en oligoéléments brevetée sous licence AGS-OTV),
 - du type schiste (Biodagène breveté OTV) ;
- des matières synthétiques : billes de polystyrène expansée (procédé Biostyr breveté OTV).

Ces matériaux sont accumulés sur une hauteur de 2 à 3 m.

■ **Technologie du transfert de l'air** : pour maintenir des conditions aérobies dans toute la masse du matériau, on peut réaliser :

- un transfert par échange de surface (uniquement possible en fonctionnement du lit en ruissellement) ;
- un transfert par présaturation qui consiste à injecter de l'air dans l'eau à traiter avant passage sur lit (préaération). La demande en oxygène nécessaire à la réaction biologique ne peut généralement être satisfaite que par plusieurs passages de l'eau dans la préaération (par recyclage de l'eau traitée) ;
- un transfert de l'air dans le lit, lieu où se situe la demande en oxygène. Ce mode d'aération qui assure le meilleur rendement de transfert peut être assuré par insufflation d'air soit à la base, soit de préférence au sein du lit.

■ **Mode de fonctionnement du lit** : une charge hydrostatique est nécessaire pour vaincre la perte de charge à travers le matériau support et permettre la filtration. Dans la quasi-totalité des procédés, cette charge est assurée par un fonctionnement en lit noyé ou immergé, une variante utilise la mise en dépression du filtre conduisant à un fonctionnement en lit de ruissellement.

■ **Filtration de l'eau à traiter à travers le lit de matériaux** : elle peut être ascendante ou descendante, ce qui en fonction de la circulation des flux d'air a permis la conception de diverses variantes technologiques à l'échelle industrielle (figures 24 et 25) :

- les **systèmes de biofiltration cocourant** :
 - flux d'eau et d'air descendant (procédé Biodrof breveté Degremont, fonctionnant en lit de ruissellement),
 - flux d'eau et d'air ascendant (procédé Biostyr breveté OTV, avec passage de l'eau au travers d'un matériau flottant constitué de billes de polystyrène expansé) ;
- les **systèmes de biofiltration à contre-courant** : flux d'eau et d'air descendant, c'est le cas du procédé Biocarbone développé par OTV.

3.2.2.3 Domaines d'application. Dimensionnement. Performances

Les créneaux d'utilisation de ces procédés couvrent le traitement des effluents résiduaires peu chargés en matières en suspension dont la pollution organique soluble est biodégradable et pas trop concentrée ($DCO < 1\ 000\ mgO_2/L$).

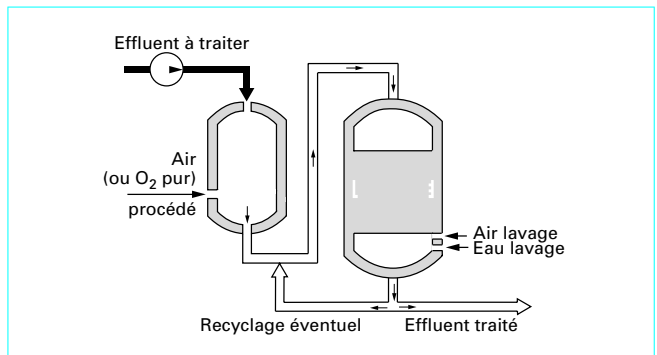


Figure 24 – Biofiltre avec transfert de l'air par présaturation

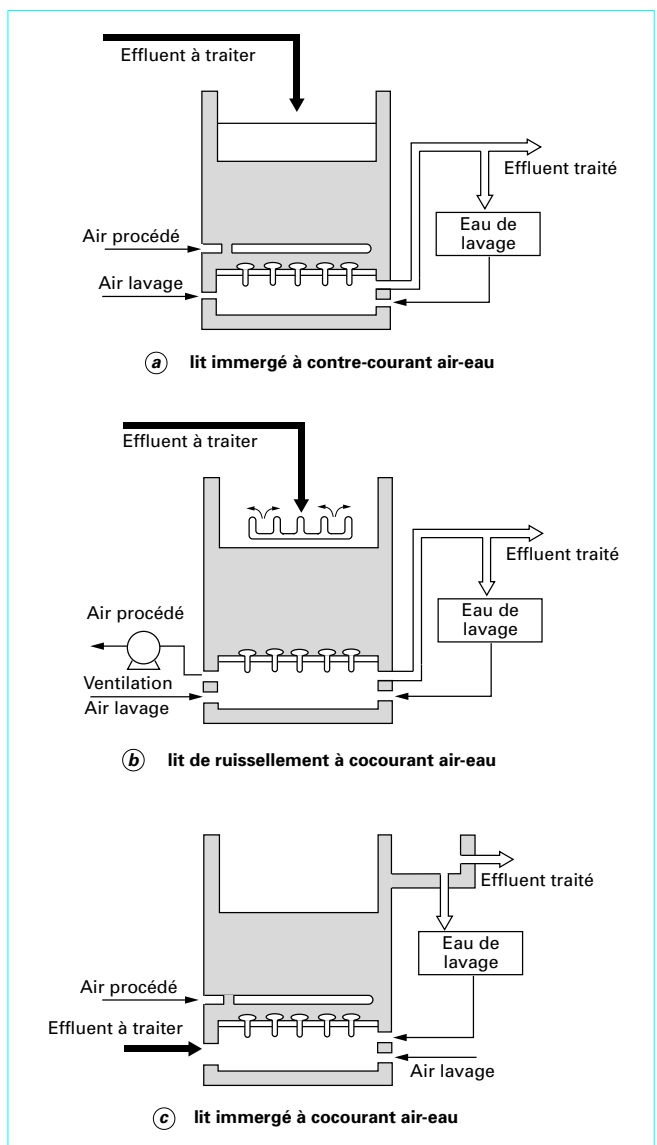


Figure 25 – Biofiltre avec transfert de l'air au sein du lit

Utilisée aussi bien pour la dépollution des rejets des secteurs urbains et industriels, la biofiltration peut s'avérer particulièrement performante pour l'élimination de la pollution provenant du carbone mais aussi de l'azote ; celle-ci pouvant être assurée soit simultanément, soit successivement.

En **eaux usées urbaines**, son application en traitement secondaire sur eau décantée ou après un traitement physico-chimique (pour les stations balnéaires ou de haute montagne) permet l'obtention de performances épuratoires très intéressantes : élimination des matières en suspension avec des rendements supérieurs à 95 % et de la pollution organique carbonée avec des performances supérieures à 85 % par rapport à la DCO et par rapport à la DBO₅.

Les conditions de fonctionnement et d'exploitation sont les suivantes :

- charge organique appliquée : 6 à 8 kg DCO/(m³ · j) ou 3 à 4 kg DBO₅/(m³ · j) ;
- charge hydraulique : 2 à 5 m³/(m² · h) ;
- cycle de filtration de 24 à 48 h selon les caractéristiques des effluents à traiter ;
- durée d'environ 30 min à 1 h pour les opérations de régénération (détassage et lavage à l'eau à contre-courant).

On trouve **dans l'industrie** les mêmes domaines d'application de ces procédés, susceptibles d'être utilisés également en affinage (traitement tertiaire) après un traitement biologique par boues activées ou lits bactériens.

Par comparaison aux procédés d'épuration par boues activées les **principaux avantages de la biofiltration** sont :

- réacteur unique : élimination du clarificateur secondaire dont le fonctionnement peut être perturbé par la prolifération de bactéries filamenteuses (phénomènes de *bulking*) ;
- rapidité de mise en régime du traitement dont l'exploitation peut être totalement automatisée ;
- très haute qualité de l'eau traitée sur le critère des matières en suspension (de l'ordre de 5 mg/L) et donc sur les critères DBO₅/DCO associés aux MEST ;
- compacité de l'installation qui fonctionne à des charges de 3 à 4 kg DBO₅/(m³ · j) contre moins de 1 kg DBO₅/(m³ · j) pour les traitements à boues activées.

Il en résulte une implantation sur des surfaces de terrains réduites et la possibilité d'intégration des ouvrages dans des bâtiments clos, ce qui facilite la lutte contre les odeurs et le bruit et permet de prendre en compte les contraintes liées au froid en particulier dans le cadre d'une épuration en altitude.

Il est important de noter néanmoins, que l'**intérêt majeur de la biofiltration** réside dans l'**épuration de rejets peu chargés en insolubles dont la pollution organique soluble est peu concentrée et facilement biodégradable**.

De nos jours, vu le coût élevé de l'énergie, la digestion anaérobie est un procédé particulièrement bien adapté pour le traitement d'effluents industriels concentrés en pollution organique et produits à des débits pas trop importants.

Il s'avère en effet que la méthanisation présente un certain nombre d'avantages par rapport aux traitements aérobies classiques, en particulier :

- faible consommation d'énergie pour les besoins du traitement ;
- production d'un biogaz combustible, pouvant être utilisé industriellement et dont la récupération est d'autant plus intéressante que la pollution organique est concentrée ;
- enfin une faible production de boues biologiques en excès (de l'ordre de 5 fois moins que pour un traitement aérobie).

En contrepartie, la cinétique des réactions mises en jeu dans la méthanisation est lente ce qui se traduit par un investissement élevé compte tenu de l'importance en volume des réacteurs biologiques anaérobies.

La **digestion anaérobie** s'effectue spontanément lorsqu'une pollution organique concentrée est maintenue en l'absence d'oxygène.

Les processus biochimiques intervenant dans la dégradation anaérobie des composés organiques s'opèrent en deux étapes essentielles :

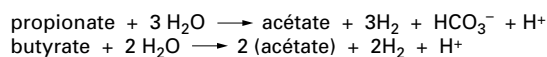
- une **phase acide de liquéfaction** (hydrolyse) des composés organiques aboutissant à la formation d'acides gras volatils ;
- une **phase de gazéification ou méthanogénèse** dont les produits finals sont le méthane (CH₄) et le dioxyde de carbone (CO₂).

La **première étape** d'hydrolyse et d'acidogénèse fait intervenir des bactéries spécifiques aérobies facultatives ou anaérobies du genre *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Streptococcus*, etc., qui sécrètent des enzymes extracellulaires capables d'hydrolyser les macromolécules organiques complexes (protéines, lipides, hydrates de carbone) de l'eau résiduaire, en molécules plus petites qui serviront de substrats aux bactéries méthaniques.

L'hydrolyse conduit principalement à la formation de molécules, de faible masse moléculaire, appelées acides volatils. Ce sont essentiellement des acides gras en C₂, C₃, C₄, C₅, c'est-à-dire les acides acétique, propionique, butyrique, valérique et isovalérique.

Dans la **seconde phase**, l'acétogénèse permet d'abord la transformation des acides volatils à longues chaînes en acide acétique et hydrogène.

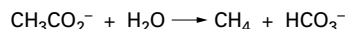
Quelques équations des réactions mises en jeu sont :



La méthanogénèse assure ensuite par des bactéries anaérobies strictes, la transformation des acides volatils en produits gazeux finals CH₄ et CO₂.

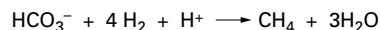
Plusieurs espèces de bactéries méthaniques interviennent :

Certaines assurent la dégradation des acétates selon la réaction :



(environ 70 à 75 % du méthane produit en digestion anaérobie).

D'autres utilisent comme source d'énergie l'hydrogène « arraché » enzymatiquement aux composés organiques qui, lors d'une réaction de réduction du CO₂, est à l'origine de la production de méthane selon la réaction :



4. Traitements biologiques anaérobies

4.1 Processus biochimiques anaérobies de méthanisation

La **méthanisation** ou **digestion méthanique**, très utilisée pour la stabilisation des boues résiduaires des stations d'épuration urbaines, est un traitement biologique de dépollution des effluents liquides organiques par fermentation anaérobie. La digestion assure la conversion de la majeure partie du carbone organique en un biogaz combustible composé en grande partie de méthane [2] [3].

4.2 Fonctionnement d'un réacteur anaérobie

On doit considérer d'une manière générale que :

- la digestion anaérobie est longue à démarrer ;
- le cinétique des réactions mises en jeu est lente et gouvernée principalement par la méthanogénèse ;
- que l'exploitation est assez difficile car fortement influencée par la sensibilité de la masse bactérienne au pH, à la température, aux variations de pollution, à la présence de certains cations et toxiques (métaux lourds, sulfures).

Le véritable baromètre de la bonne marche d'une digestion anaérobie est la production de biogaz qui est fonction de la qualité du substrat entrant en fermentation lorsque toutes les conditions biochimiques sont satisfaites. Le biogaz contient essentiellement du méthane (55 à 80 %) et du CO₂ (20 à 45 %), la proportion relative dépendant de la nature du substrat fermenté. Le pouvoir calorifique du gaz, fonction de sa teneur en méthane, est de 5 000 à 7 000 kcal/m³ (20 à 30 MJ/m³).

En première approche, on admet que pour 1 kg de matières organiques détruites, il se forme 1 kg de biogaz soit environ 0,9 m³ contenant 55 % à 80 % de méthane. Ce biogaz pourra être utilisé directement dans des chaudières ou dans des moteurs thermiques.

La digestion anaérobie [1] est fortement influencée par le pH dans la mesure où l'on constate que la vitesse de production du méthane décroît très rapidement en dehors d'une zone de pH allant de 6 à 7,8. Une concentration anormale en acides volatils (normalement elle se situe vers 200 à 400 p.p.m., mais peut monter vers 4 000 à 10 000 p.p.m.) fait chuter le pH vers 3-4 avec pour conséquence l'arrêt de la méthanogénèse. Il est important en pratique de contrôler également la réserve alcaline qui tamponne le réacteur essentiellement par le bicarbonate d'ammonium. L'alcalinité est mesurée par titrage avec H₂SO₄ N/50, l'indicateur étant le méthylorange (virage à environ pH = 4). C'est un paramètre plus sensible que le pH : une diminution de l'alcalinité pouvant indiquer un déséquilibre bien avant la décroissance du pH.

Sur le plan de la température les meilleures conditions sont réunies dans la zone mésophile entre 33 et 40 °C ; la digestion anaérobie reste possible à 25 °C mais une chute importante de la production de méthane apparaît au-dessous de 20 °C.

Il a été démontré que des traces de métaux sont souvent indispensables au développement des cellules bactériennes (oligo-éléments) : Fe, Co, Zn, Mo, Cu. Cependant, un excès de ces métaux s'avère très souvent toxique.

Les tableaux 9 et 10 indiquent les seuils de toxicité de certains métaux... ainsi que les doses stimulantes et inhibitrices pour les principaux cations.

Métaux	Concentration toxique (mg/L)
Chrome.....	5
Cuivre	1
Zinc	5
Nickel.....	2

Cations	Concentration (en mg/L)		
	Stimulants	Modérément inhibiteur	Fortement inhibiteur
Sodium (Na ⁺)	100 à 200	3 500 à 5 500	8 000
Potassium (K ⁺)	200 à 400	1 500 à 4 500	12 000
Calcium (Ca ⁺⁺).....	100 à 200	2 500 à 4 500	8 000
Magnésium (Mg ⁺⁺)	75 à 150	1 000 à 1 500	3 000
Ammonium (NH ₄ ⁺)	50 à 100	1 500 à 3 000	> 3 000

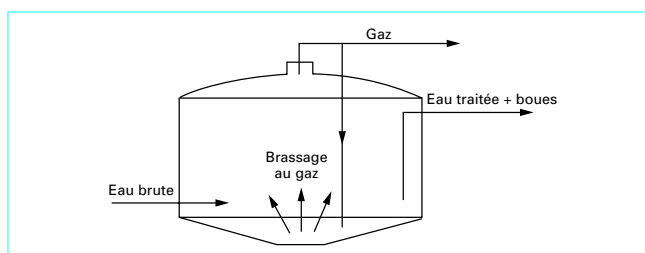


Figure 26 – Digestion conventionnelle

4.3 Technologies disponibles pour le traitement biologique anaérobie

La digestion anaérobie a été mise en œuvre à l'échelle industrielle au niveau de différents fermenteurs [18] [19] [20]. On peut classer les fermenteurs en deux grandes catégories selon l'intervention dans la dégradation des polluants organiques de cultures bactériennes anaérobies libres ou fixées.

4.3.1 Biométhaniseurs à cultures libres

Le **digesteur conventionnel** (figure 26) très utilisé dans la digestion anaérobie des boues résiduaires est le fermenteur en « mélange intégral » dans lequel on assure un brassage puissant pour homogénéiser le milieu le plus souvent par recyclage d'une fraction du biogaz produit.

Le chauffage du digesteur est généralement réalisé à une température de 25 °C ou mieux 35 °C ; le mode de chauffage le plus répandu utilise des réchauffeurs de boues alimentés en eau chaude.

Une amélioration notable pour le traitement des effluents liquides concentrés a été apportée par le procédé « Contact anaérobie » qui comporte un digesteur en mélange intégral, suivi d'un décanteur (figure 27).

Une quantité minimale de « boue anaérobie active » est maintenue dans le digesteur de façon à assurer un rendement optimal. On utilise pour cela un recyclage des boues du fond du décanteur vers le méthaniseur ; les boues en excès étant extraites périodiquement.

Un dispositif de dégazage avant décantation assure l'élimination du gaz occlus dans l'effluent digéré car il allège les floccs et freine leur décantation.

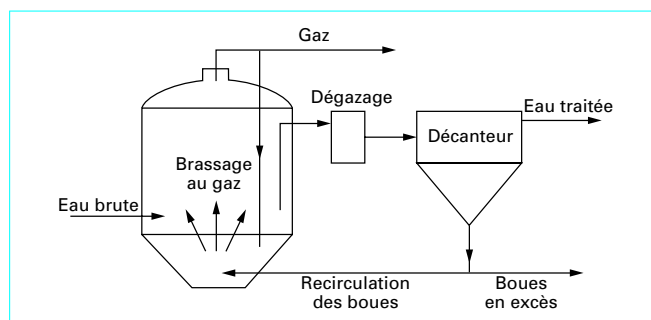


Figure 27 - Digestion par contact

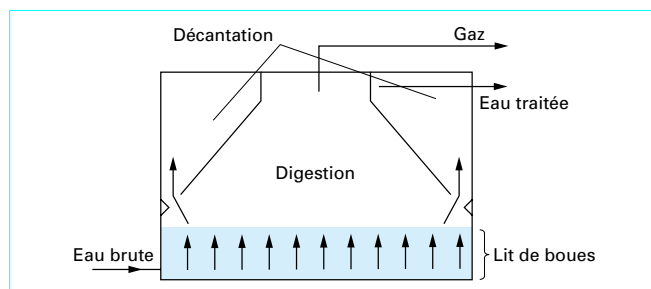


Figure 28 - Digestion Upflow à lit de boue

Pour optimiser le fonctionnement de la méthanisation, on procède, dans certains procédés, à la séparation des deux processus coexistant dans le traitement anaérobie, à savoir l'acidogénèse (réalisée dans un bassin) et la méthanisation (dans le réacteur à mélange intégral proprement dit).

Les **procédés à lit de boue** appelé UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) développés par Pâques et Biothane sont des technologies à cultures libres où l'eau à épurer est injectée de bas en haut à l'intérieur d'un fermenteur pour traverser un lit de boue constitué par des flocons de bactéries épuratrices agglomérées (figure 28).

L'apport déterminant réside dans la réalisation des conditions hydrauliques (distribution des effluents à traiter dans le réacteur, autobrassage de la masse de boues méthaniques et dispositif de séparation des trois phases : liquide, solide, gaz) qui favorisent la constitution d'un lit double de boues méthaniques granuleuses et de boues fraîchement constituées de concentration très élevée.

Ces dispositions particulières évitent les opérations de séparation et de recyclage des boues qui caractérisent les dispositifs classiques dit « de contact » et nécessitent la réalisation d'ouvrages multiples plus volumineux.

4.3.2 Biométhanseurs à cultures fixées

Dans ces techniques, on s'efforce de fixer la culture bactérienne anaérobie sur un support solide de façon à permettre la montée en concentration de la biomasse active dans le réacteur sans nécessité de clarification séparée, ni de recyclage.

Deux technologies ont été développées celle du lit fixe ou filtre anaérobie et celle du lit mobile.

Ces dernières années ont vu le développement (en particulier par les sociétés SGN et Degrémont) de divers procédés de **méthana-tion par cultures fixées en lit fixe**. Ces procédés utilisent divers matériaux supports de granulométrie et indice de vide très varia-

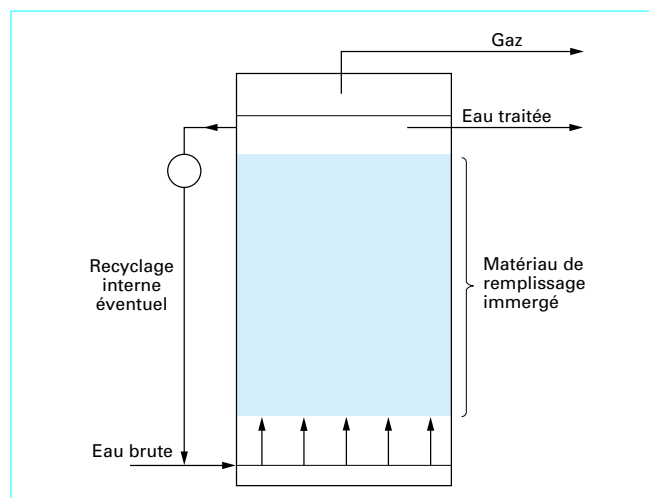


Figure 29 - Filtre anaérobie

bles. Les matériaux plastiques, les plus couramment utilisés, sont comparables à ceux utilisés sur les lits bactériens aérobie à remplissage plastique.

Le matériau support employé (vrac ou ordonné) est choisi en fonction de sa surface spécifique (100 à $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$) afin de fixer le maximum de biomasse et de son indice de vide (supérieure à 90%) afin de limiter les risques de colmatage. L'alimentation du réacteur peut être prévue soit à flux ascendant, soit à flux descendant avec recyclage de l'effluent filtré si nécessaire pour améliorer l'hydraulique du réacteur. Ce dernier comporte un dispositif de répartition de l'effluent à traiter adéquat ainsi qu'un système d'élimination périodique de la boue en excès (figure 29).

Le procédé de **méthana-tion en lit mobile ou fluidisé** (développé par Degrémont sous l'appellation « Anaflux ») utilise des cultures bactériennes anaérobies fixées sur un support mobile.

La technologie consiste à fixer les bactéries sur un matériau support granulaire mis en expansion ou en fluidisation dans le réacteur, par le courant ascendant du liquide à traiter. Le matériau support minéral (argile expansée cuite à haute température la *Biolite*) possède des caractéristiques particulières : structure poreuse, de surface spécifique élevée (3 à $5\,000 \text{ m}^2/\text{m}^3$) assurant une colonisation maximale de la biomasse, faible masse volumique pour permettre une bonne mise en suspension, résistance mécanique à l'attribu-tion.

L'effluent à traiter est admis à la base du réacteur à un débit suffisant, pour assurer la fluidisation du support sur lequel est accroché la biomasse épuratrice. Pour obtenir une bonne fluidisation, il est fait par ailleurs appel à une recirculation partielle de l'effluent à traiter.

Après avoir traversé le lit fluidisé proprement dit, l'effluent épuré passe en haut du réacteur dans un séparateur triphasique qui assure le dégazage et la récupération par décantation des matériaux supports colonisés qui auraient éventuellement échappés au lit fluidisé.

L'intérêt de cette technologie réside dans la colonisation très rapide du matériau, la possibilité de maintien dans le réacteur d'une concentration en biomasse fixée très importante (40 à 50 kg de matières sèches par m^3 de matériau expansé) tout en assurant un contact très intime entre la biomasse et l'effluent.

Cette technologie (figure 30) est toujours utilisée en dissociant la phase d'acidogénèse réalisée dans un bassin en amont du réacteur, de la phase de méthanogénèse. On procède si nécessaire à un réchauffage de l'effluent à traiter par de l'eau chaude produite à partir du biogaz, pour opérer à une température régulée à 30 - 35 °C.

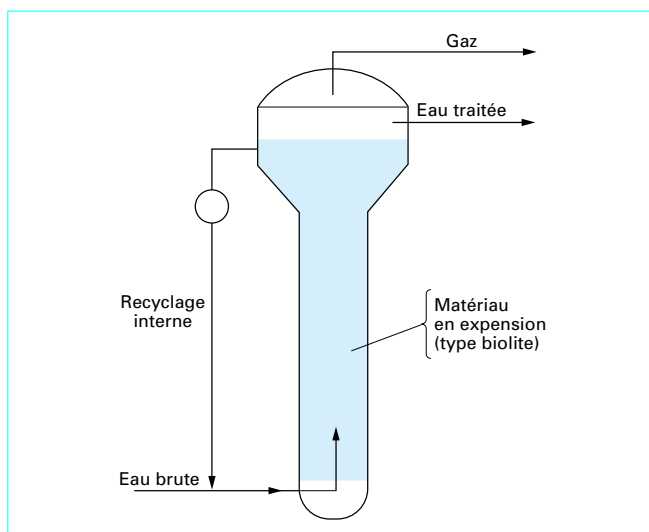


Figure 30 – Digesteur à lit mobile

4.4 Dimensionnement. Performances. Domaines d'application

Le dimensionnement [18] de l'installation et les rendements d'épuration sont fonction :

- de la nature de la pollution traitée et plus particulièrement de la plus ou moins bonne biodégradabilité des substrats ;
- de la charge organique en kg DCO/(m³ · j) : flux polluant journalier exprimé en DCO rapporté au volume unitaire du réacteur ;
- enfin de la technologie du procédé anaérobie mis en œuvre.

Dans les digesteurs de conception moderne, il est possible d'atteindre, au stade industriel, des charges organiques variant suivant les types de substrat à dégrader et la technologie de méthanisation mise en œuvre, entre 10 à 30 kg DCO/(m³ · j), avec des rendements d'élimination en DCO de 70 à 90 %.

Des essais préalables de traitabilité en pilotes sont très souvent indispensables si on veut optimiser le dimensionnement de l'installation et procéder à un choix judicieux, en fonction des caractéristiques physico-chimiques des effluents à traiter, de la technologie des biométhaniseurs à mettre en œuvre.

Le traitement biologique anaérobie est particulièrement bien adapté pour traiter des effluents industriels de faible volume, dont la pollution organique biodégradable est très concentrée (généralement supérieure à 3 000-4 000 mg O₂/L de DCO).

La méthanisation constitue très souvent le premier étage d'une épuration en deux ou plusieurs étapes, lorsque des performances très élevées (> à 98 % par rapport à la DCO) sont exigées pour la qualité de l'eau épurée, le biométhaniseur étant suivi d'un traitement aérobie le plus souvent par boues activées, avec si nécessaire une biofiltration finale.

On l'utilise sur un bon nombre de rejets très pollués de l'industrie agroalimentaire (distilleries vinicoles ou de canne à sucre, brasseries, conserveries de fruits) mais aussi dans l'industrie chimique.

En fonction de la nature et de la composition physico-chimique des rejets mais aussi du type de biométhaniseur utilisé, on peut viser des performances épuratoires de 70 à 90 % par rapport à la DCO pour l'application d'une charge organique C_V de 10 à 30 kg DCO/m³.

5. Traitements d'élimination de la pollution azotée

5.1 Nuisances de l'azote

L'élimination de l'azote est de plus en plus exigée en particulier pour les rejets en zones sensibles pour limiter :

— les effets néfastes et indésirables sur le milieu naturel :

- diminuer la demande en oxygène (l'oxydation de 1 mg NH₄⁺ nécessite 4,57 mg d'O₂) et la toxicité de l'ammoniaque vis-à-vis de certains poissons,
- éviter l'eutrophisation des lacs et des cours d'eau à débit assez lent, c'est-à-dire le développement et la croissance surabondante d'algues par suite d'un apport excessif d'azote ;

— les inconvénients majeurs dans l'utilisation de l'eau pour la production d'eau potable, dans le cas de concentrations trop importantes en ammoniacal et en nitrates.

Ce sont aujourd'hui les procédés biologiques aérobie qui s'avèrent les plus compétitifs et les mieux adaptés au traitement de l'azote des effluents urbains et industriels, en raison de leur facilité de mise en œuvre, de leur coût modéré et de la possibilité de combiner l'élimination des pollutions carbonées et azotées.

Nous rappellerons que dans le métabolisme de l'azote (§ 1.2.2), on considère que l'élimination par voie biologique de la pollution azotée s'opère selon un mécanisme réactionnel en trois étapes :

— l'**assimilation** : utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne ;

— la **nitrification** : oxydation de l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate après transformation de l'azote organique en azote ammoniacal (ammonification) ;

— la **dénitrification** : réduction dissimilative des nitrates en azote gazeux qui retourne ainsi sous sa forme primitive dans l'atmosphère.

Ces réactions font intervenir des populations bactériennes très différentes qui vont se développer dans des conditions bien définies.

5.2 Éléments de dimensionnement. Conditions et cinétiques des réactions

5.2.1 Décantation primaire

Une fraction des composés azotés se trouve liée aux matières en suspension. L'étape de décantation primaire va donc permettre une certaine rétention de cette pollution si évidemment l'élimination de la pollution particulaire s'avère efficace.

5.2.2 Assimilation

Elle concerne le piégeage des composés azotés comme éléments constitutifs de la biomasse. La fraction de pollution éliminée par cette réaction est fonction de la quantité de boues produites. Ce sont donc les flux de DCO ou DBO₅ et de MES qui vont déterminer l'efficacité d'élimination.

5.2.3 Nitrification

■ Conditions de nitrification

Les bactéries impliquées dans les réactions de nitrification (micro-organismes aérobies autotrophes) sont caractérisées par un temps de génération élevé dépendant de la température. Cela entraîne, pour le dimensionnement de l'installation de traitement, le respect d'un **âge de boue minimal** qui peut être approché par l'équation suivante :

$$A = 4,5 \times 0,914^{(\theta-20)}$$

avec θ température.

Dans un procédé à boues activées, le fonctionnement des réacteurs sera assuré à faible charge massique :

$$C_m \leq 0,15 \text{ kg DBO}_5/(\text{kg MVS} \cdot \text{j}).$$

D'autre part, l'oxydation de l'ammoniaque en nitrate nécessite une consommation d'oxygène importante ; il est nécessaire de maintenir un taux d'oxygène dissous d'au moins 3 mgO₂/L.

On évalue les besoins spécifiques à 4,57 mgO₂/mg N oxydé et, par ailleurs, à 7,2 mg Ca/mg N pour pallier une certaine acidification du milieu.

■ Cinétiques de nitrification

En considérant les conditions précédentes respectées, le dimensionnement doit permettre des temps de séjour de l'effluent compatible avec les cinétiques de nitrification. Le calcul final devra intégrer l'ensemble des contraintes en se basant sur l'étape limitante.

La cinétique de nitrification est dépendante de la température et de la concentration carbonée soluble. Ce dernier critère est lié à la compétition vis-à-vis de l'oxygène des populations hétérotrophes et nitrifiantes. Ce paramètre est très important et implique lors d'un dimensionnement d'une installation de calculer la fourniture instantanée d'oxygène pour répondre en pointe aux besoins endogènes, d'élimination du carbone et de nitrification, pour éviter une inhibition apparente de cette dernière réaction par simple compétition.

À noter enfin que les bactéries nitrifiantes pourront être particulièrement sensibles au pH (elles ne se développent bien que dans la zone de pH comprise entre 7 et 8) et à la présence de substances organiques ou minérales pouvant modifier les taux de croissance des nitrificateurs, voire même les inhiber. Parmi ces composés, on peut citer les métaux lourds, les cyanures, les phénols, les sulfures, les mercaptans et les dérivés organiques halogénés, etc.

5.2.4 Dénitrification

■ Conditions de dénitrification

En dehors de l'absence d'oxygène dissous, il n'y a pas de conditions particulières à la dénitrification. Les populations dénitrifiantes sont des bactéries aérobies hétérotrophes, sans contraintes physiologiques particulières influant sur le dimensionnement.

Concernant le calcul de l'aération, la dénitrification agit comme une fourniture potentielle d'oxygène avec un coefficient de restitution de 2,86 mgO₂ par mg de nitrate réduit ; l'opération se traduit par ailleurs par la production de 3,57 mg CaCO₃/mgN - NO₃⁻.

■ Cinétiques de dénitrification

Les cinétiques de dénitrification sont les éléments de calcul du dimensionnement.

Ces dernières sont essentiellement dépendantes du carbone biodégradable présent soit dans l'eau brute à traiter (source exogène), soit dans les floccs (source endogène).

On prend généralement le flux de DCO soluble apporté par l'effluent à traiter comme estimateur du carbone aisément assimilable et le flux de N - NO₃⁻ entrant dans la cellule dénitrifiante pour

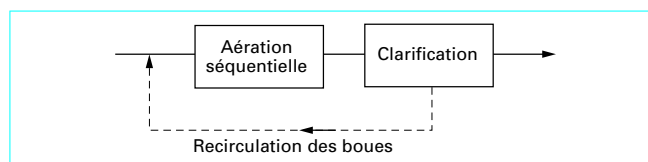


Figure 31 – Nitrification et dénitrification en bassin unique

évaluer le rapport C/N, caractérisant le « moteur » de la dénitrification.

Si la teneur en C assimilable de l'effluent est insuffisante, il conviendra pour assurer une dénitrification satisfaisante de faire appel à une source externe de carbone organique (méthanol ou autres sources de carbone assimilables comme par exemple les mélasses).

5.3 Les différents schémas de traitement envisageables

On utilise des techniques d'épuration qui combinent (au niveau de la nitrification) l'élimination de la pollution carbonée et azotée en faisant appel, sur le plan de la technologie, à des réacteurs utilisant soit une biomasse libre en suspension (types boues activées), soit une culture bactérienne fixée sur support (type biofiltre).

5.3.1 Traitements par boues activées assurant nitrification et dénitrification

Ce sont des procédés couramment utilisés pour l'élimination de l'azote des effluents urbains et industriels.

■ Procédé de nitrification et dénitrification en bassin unique

La nitrification et la dénitrification (figure 31) se font **alternativement par le séquençage de l'aération**. La dissociation des fonctions de brassage et d'aération est ici obligatoire pour optimiser la réduction des nitrates. Le bassin unique doit être suffisamment dimensionné pour permettre la réalisation successive des deux réactions ; c'est un bassin hydraulique à mélange intégral type bassin classique rectangulaire ou mieux chenal d'oxydation. Bien évidemment, une régulation des plages de fonctionnement des aérateurs doit être mis en place (utilisation de sondes redox).

■ Procédé de nitrification et dénitrification à zone anoxie de tête

Le procédé (figure 32) repose sur le concept de la zone anoxie en tête. Le principe est lié au fait que la dénitrification nécessite une source de carbone et que cette source est maximale dans l'effluent brut.

L'installation comporte trois ouvrages en série :

- une zone anoxie brassée et non aérée dans laquelle est introduite l'effluent brut, la boue recirculée et la liqueur mixte ;
- le bassin d'aération fonctionnant à une charge de 0,15 kg DBO₅/(kg MVS · j) pour assurer la nitrification ;
- et le clarificateur assurant la séparation de la biomasse de l'eau épurée.

Les nitrates produits sont renvoyés par l'intermédiaire du recyclage des boues et de la liqueur mixte dans la zone anoxique, où ils sont alors réduits en azote gazeux par l'utilisation du carbone contenu dans les eaux brutes. Le degré de dénitrification va donc être dépendant du taux de recyclage employé (un rendement de 100 % entraîne un recyclage infini). Ce principe ne permet donc théoriquement, avec un recyclage maximal de 500 % (400 % de

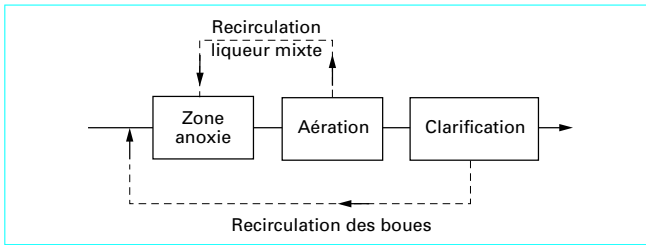


Figure 32 – Nitrification et dénitrification avec zone anoxie de tête

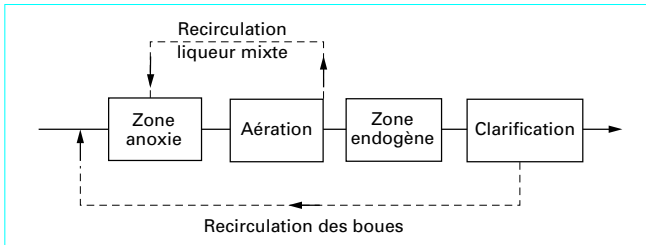


Figure 33 – Nitrification et dénitrification avec zone anoxie de tête et zone endogène

liqueur mixte et 100 % en recirculation des boues du clarificateur) qu’une réduction des nitrates de l’ordre de 85 %. En réalité, une partie de la dénitrification s’opère dans le bassin d’aération lors des séquences d’arrêt des aérateurs. Ce complément de dénitrification endogène permettra, si le dimensionnement est suffisant, d’obtenir des rendements supérieurs à 90 %.

■ Procédé de nitrification et dénitrification avec zone anoxie de tête et zone endogène

Pour les installations urbaines très importantes, on préfère généralement fonctionner selon une configuration où le bassin endogène est clairement identifié pour assurer la **dénitrification endogène complémentaire**.

Dans cet ouvrage, l’aération est séquencée pour permettre la réduction des nitrates sans risque d’anaérobiose. Une régulation basée sur une mesure redox est évidemment obligatoire pour définir les plages d’aération (figure 33).

5.3.2 Traitements de l’azote par biofiltration

La biofiltration sur lit granulaire immergé (sous toutes ses variantes technologiques), qui permet la réalisation d’installations compactes et de s’affranchir de tous les problèmes de clarification des systèmes à boues activées, s’est développée initialement surtout dans le cadre des traitements de l’azote par nitrification.

Cette nitrification a été appliquée :

- en **traitement secondaire** essentiellement sur les eaux usées urbaines et industrielles préalablement décantées, en réalisant **simultanément** dans le même réacteur, **l’élimination de la pollution azotée et carbonée**. Pour cela il conviendra d’appliquer des charges organiques n’excédant pas 4 à 5 kg DCO/(m³ · j) pour environ 0,4 à 0,6 kg NTK/(m³ · j) ;

- en **traitement tertiaire**, dans le cadre d’un traitement de finition réalisé **sur l’eau épurée issue d’une épuration biologique classique** d’eaux résiduaires urbaines ou industrielles. Le filtre nitrificateur est dimensionné sur des charges de 0,6 à 0,7 kg NTK/(m³ · j).

La mise en œuvre de la biofiltration selon sur le schéma nitrification-dénitrification, assurant l’élimination définitive de l’azote par

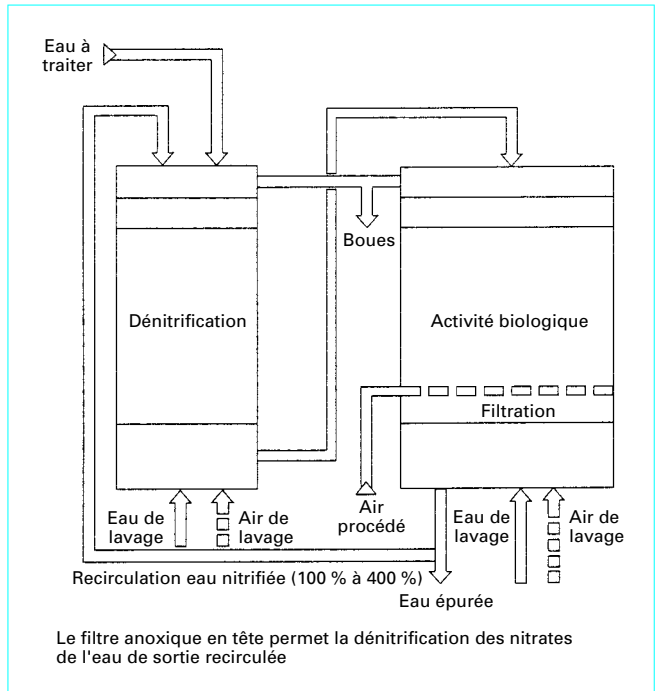


Figure 34 – Procédé Biocarbonate (OTV) pour réaliser la nitrification-dénitrification en utilisant deux filtres

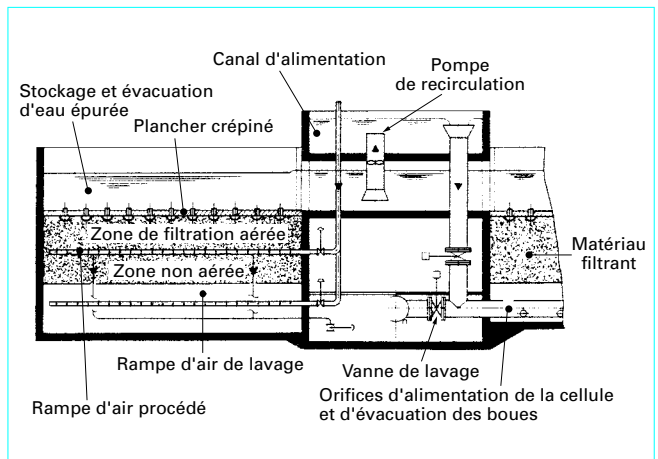


Figure 35 – Biofiltre à matériau flottant et flux ascendant Biostyr (OTV) avec une dénitrification intégrée

réduction des nitrates en azote gazeux, a été tentée récemment sur les eaux usées urbaines de quelques agglomérations.

Elle a été réalisée au niveau d’une installation assurant :

- soit une dénitrification séparée en utilisant deux filtres. Les nitrates formés dans la cellule nitrifiante étant recirculés vers la cellule non aérée dénitrifiante qui reçoit le substrat carboné de l’eau brute généralement décantée (figure 34) ;

- soit une dénitrification intégrée dans le même filtre, en ménageant dans ce dernier une zone anoxique non aérée, à la base du lit filtrant (procédé Biostyr breveté par OTV, figure 35).

6. Conclusion

L'objet du présent article était de donner un aperçu général sur les différentes possibilités de traitement par voie biologique des eaux résiduaires.

Selon la nature et l'importance de la pollution organique, divers procédés peuvent être mis en œuvre pour l'épuration des eaux résiduaires urbaines et industrielles en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques et du degré d'épuration visé.

Le choix entre ces solutions devra faire intervenir non seulement des considérations d'ordre technique liées par exemple à l'efficacité relative de ces divers procédés, mais aussi un point de vue économique portant non seulement sur l'estimation des frais d'investissement mais également sur les frais d'exploitation.

Il nous paraît important d'insister sur le fait **qu'il n'existe pas de solutions universelles** et que **l'extrapolation** d'un procédé d'épuration utilisé dans une usine ou par une agglomération urbaine à d'autres, **est difficile, voire même quasi impossible**.

L'optimisation d'un schéma de traitement d'eaux résiduaires nécessite obligatoirement une étude préalable détaillée qui réalise **une analyse systématique approfondie** du contexte local considéré, qui seule permettra d'apporter les éléments de réflexion à la fois techniques, financiers et d'ordre réglementaire.

Il ne faudra pas oublier par ailleurs, qu'une installation de traitement d'eaux résiduaires a toujours **un second rejet qu'est celui des boues** captées ou formées dans les stations lors de l'épuration.

La destination finale de ces boues constitue une donnée à prendre en compte, qui s'avère aussi importante que le niveau de qualité de l'eau épurée.

On peut même considérer que c'est l'élimination finale envisageable pour les boues qui orientera, dans une large mesure, non seulement la conception du schéma du traitement des boues mais aussi en amont celui de l'épuration des eaux résiduaires.

La grande tendance actuelle est évidemment d'opter pour des solutions de traitement des eaux résiduaires permettant de résoudre le problème du devenir des boues (au moindre coût) en limitant leur production le plus possible, tout en respectant l'ensemble des contraintes réglementaires dont la sévérité va en s'accroissant.

Références bibliographiques

Livres

- [1] ECKENFELDER (W.W.). – *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles*. Technique et Documentation. Lavoisier 1982.
- [2] Ministère de l'Environnement. – Document n° 27 avril 1994 *Techniques d'épuration actuelles et évolution*.
- [3] DEGRÉMONT. – *Mémento Technique de l'Eau*. Technique et Documentation Lavoisier 1989.
- [4] MEINCK (F.), STOOFF (H.) et KOHLSCHUTTER (H.). – *Les eaux résiduaires industrielles*. Masson Édition 1978.
- [5] EDELINÉ (F.). – *L'épuration biologique des eaux résiduaires*. Technique et Documentation CEBEDOC 1988.
- [6] BOEGLIN (J.C.). – *L'épuration biologique des eaux résiduaires industrielles*. Cours : effectués en Maîtrise de Biochimie (Faculté des Sciences de Metz), en Formation continue (IPI « Environnement Industriel de Colmar »).
- [7] BEBIN (J.). – *État de l'épuration des eaux résiduaires urbaines et industrielles*. Technique de l'Eau n° 269, mai 1969.
- [8] BERNARD (J.) et DIVET (L.). – *Les techniques d'épuration des eaux usées domestiques en France*. TSM n° 6, juin 1974.
- [9] MERMIA (J.). – *Principes généraux du traitement des eaux résiduaires industrielles*. Colloque organisé par la Sté Royale Belge des Ingénieurs et Industriels 2/3 et 5/4 1974.
- [10] BERNARD (J.). – *Les tendances modernes des techniques d'épuration des eaux usées*. Journée d'information de perfectionnement organisé par l'AFEE 23/09/1969.
- [11] MORTIER (A.). – *Aspects technologiques de l'épuration biologique*. Colloque organisé par la Sté Royale Belge des Ingénieurs et Industriels 05/04/1974.
- [12] ELMALEH (S.). – *Les procédés aérobies d'épuration*. Colloque organisé par GFGP (Groupe Français du Génie des Procédés) Amiens 13/06/1996.
- [13] BOULANGER (P.) et AUDOIN (L.). – *Utilisation des lits bactériens à garnissage*. L'eau et l'industrie 54, 39, 1981.
- [14] VANDEVENNE (L.). – *Problèmes liés à la modélisation et au dimensionnement de l'épuration par lit bactérien aérobie*. Théorie, technologie, applications. Cabedoc page 21-49 (1984).
- [15] ATKINSON (B.) et RAHMAN (A.). – *The effectiveness of biomass hold-up and packing surface in trickling filters*. Water Research 12-147, 1978.
- [16] AMAR (D.) et FAUP (G.M.). – *Épuration aérobie par cultures fixées*. 7^e Symposium sur le traitement des eaux usées AQTE Montréal (1984).
- [17] KINNER (N.E.) et EIGHMY (T.T.). – *Biological fixed film systems*. J. Water Pollut. Control Fed 60 (6), 824-828 (1988).
- [18] CAMILLIERI (C.). – « *Startup* » of fixed film stationary bed anaerobic reactors in anaerobic digestion. 5th International Symposium Bologne, Pergamon Press, p. 407-412 (1988).
- [19] OLIVA (O.), JACQUART (J.C.) et PREVOT (C.). – *Methanization in fluidized bed reactors – treatment of waste water at the El Aguila Brewery*. Symposium IAWPRC – CFRP NICE 4-6 avril 1989. Technical Advances in biofilm reactors.
- [20] ANDREONI (V.). – *Anaerobic Digestion of Swine Slurry and agro-industrial Wastes in fixed bed up – flow digesters*. Symposium NICE 4-6 avril 1989. Technical Advances in biofilm reactors.
- [21] AUDIC (J.M.). – *Traitement d'élimination de l'azote et du phosphore par boues activées*. Conférences professionnelles organisées par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie (14 juin 1994).
- [22] PUJOL (R.). – *Les traitements de l'azote des eaux résiduaires*. Colloque organisé par GFGP (Groupe Français Génie des Procédés) Amiens 13/06/1996.
- [23] GILLES (P.) et BOURDON (Y.). – *Nitrification and denitrification with fixed bacteria*. L'eau et l'Industrie, les nuisances 93 (1987).
- [24] ROGALLA (F.) et BOURBIGOT (M.M.). – *New developments in complete nitrogen removal with biological aerated filters*. Symposium NICE 4-6 avril 1989. Technical Advances in biofilm reactors.
- [25] ROGALLA (F.) et PAYRAUDEAU (M.). – *Tertiary nitrification with fixed biomass reactors*. Wat. Supply 6. 347-354 (1988).