

Traitement des eaux usées urbaines

par **Abdelkader GAÏD**

Ingénieur Process

Direction technique

Omnium de Traitement et de Valorisation (OTV)

Mise à jour du texte de J. SIBONY et B. BIGOT paru en 1993

1. Pollution	C 5 220 - 2
1.1 Paramètres de la pollution	— 2
1.2 Mesure de la pollution	— 2
1.3 Objectifs du traitement	— 3
2. Étapes du traitement	— 4
2.1 Prétraitement	— 4
2.2 Décantation	— 5
2.3 Traitements physico-chimiques	— 7
2.4 Traitements biologiques	— 8
2.5 Automatisation. Régulation	— 21
2.6 Traitement des boues	— 21
2.7 Désinfection	— 23
2.8 Épuration des eaux résiduaires industrielles	— 24
2.9 Traitement des odeurs	— 24
2.10 Traitement des eaux de temps de pluie	— 28
2.11 Intégration au site	— 28
Pour en savoir plus	Doc. C 5 220

La pollution des eaux d'une réserve naturelle (superficielle ou profonde) a pour conséquence la perturbation, à plus ou moins longue échéance, de l'équilibre biologique de cette eau, ce qui la rendra susceptible de provoquer des dommages ou des désordres.

1. Pollution

Pour de plus amples renseignements, le lecteur pourra se reporter aux articles suivants du présent traité :

- assainissement des agglomérations [1] ;
- alimentation en eau : traitement des eaux de distribution [2] ;
- contrôle de la pollution de l'eau [3].

1.1 Paramètres de la pollution

Les eaux usées sont des milieux extrêmement complexes, aussi se réfère-t-on à quelques paramètres pour les caractériser. Ils sont généralement exprimés en mg/L.

■ Les **matières en suspension (MES)** : c'est la fraction non dissoute de la pollution. Les arrêtés ministériels de 1994 et 1995 relatifs aux conditions de détermination de la qualité minimale d'un rejet d'effluents urbains précisent :

« Les matières en suspension, et particulièrement la fraction décantable de celles-ci, peuvent constituer, à l'aval du rejet, des dépôts qui empêchent la vie d'une faune et d'une flore benthiques normales et qui dégradent la qualité de l'eau sous-jacente par le produit des fermentations. Les MES contribuent aussi à déséquilibrer le milieu aquatique en accroissant la turbidité et peuvent avoir un effet néfaste direct sur l'appareil respiratoire des poissons. »

■ La **demande biologique en oxygène (DBO)** est un paramètre global qui exprime la quantité d'oxygène qu'une biomasse épuratrice va consommer pour décomposer les matières organiques contenues dans l'effluent. Elle est donc représentative de la somme des matières organiques biodégradables. Elle est généralement mesurée en 5 jours (DBO₅).

■ La **demande chimique en oxygène (DCO)** est, elle, représentative de la quantité de matières organiques oxydables par voie chimique.

Le rapport entre ces deux paramètres peut donner une idée de la biodégradabilité de l'effluent. La circulaire déjà citée rappelle :

« La DBO et la DCO sont deux moyens d'apprécier la teneur en matières organiques oxydables. La dégradation de celles-ci dans le milieu naturel s'accompagne d'une consommation d'oxygène et peut entraîner un abaissement excessif de la concentration d'oxygène dissous. »

■ L'**azote** peut se trouver sous forme minérale (ammoniacal, nitrate) ou organique. La présence d'azote organique ou ammoniacal se traduit par une consommation d'oxygène dans le milieu naturel et par une entrave à la vie des poissons.

■ Le **phosphore** peut également se trouver sous forme minérale (en provenance des lessives ou des rejets industriels) ou organique. Élément indispensable à la vie des algues, la présence de phosphore entraîne un risque d'eutrophisation du cours d'eau ou du lac, c'est-à-dire que celui-ci peut se voir envahi par un développement excessif de la population algale.

■ On mesure également la quantité de **germes** et de **virus**, les teneurs en **graisses**, **détergents** et **métaux lourds**. Chacun de ces paramètres représente une nuisance potentielle.

Pour une meilleure adaptation du traitement, les paramètres globaux s'avèrent insuffisants et l'utilisation de modèles mathématiques pour simuler les processus d'épuration (§ 2.4.5.3) exige une meilleure connaissance des différentes fractions constituant la pollution à traiter :

— la fraction décantable, qui correspond à la pollution particulaire et qui pourra être enlevée par un simple traitement physique, telle la décantation ;

— la fraction colloïdale, qui correspond à la pollution pouvant flocculer par ajout de réactif et être enlevée par traitement physique ;

— la fraction soluble, qui correspond à la pollution qui sera éliminée spécifiquement par voie biologique. Une partie de cette pollution soluble n'est pas biodégradable, elle correspond à des molécules complexes (certains détergents et pesticides) et se retrouvera dans l'effluent final.

Pour déterminer la part de ces différentes fractions, des analyses complémentaires sont nécessaires :

- MES, DCO, DBO₅ après décantation 2 h (ad2) dans un bécher ;
- DCO, DBO₅ solubles, après filtration.

La part de pollution non biodégradable peut être déterminée par une mesure dite de « DCO dure » qui consiste en la mesure de la DCO soluble de l'eau à analyser après son aération pendant 15 à 20 j.

1.2 Mesure de la pollution

On se reportera au chapitre *Contrôle de la pollution de l'eau* de ce traité [3].

1.2.1 Prise d'échantillon

L'évaluation des caractéristiques de pollution se fait sur des échantillons qui ont été correctement prélevés. Les analyses du laboratoire n'ont guère de valeur si l'échantillon n'est pas vraiment représentatif des conditions ou de la qualité existant réellement dans la pratique.

En matière d'eaux usées, les difficultés sont accrues car le débit et la composition instantanée varient dans de grandes proportions. Pour cela, il est important de réaliser des échantillons moyens sur 24 h, asservis au débit pour déterminer le flux journalier de pollution.

1.2.2 Mesure de débits

Faibles débits : 0 à 25 m³/h : méthode utilisant une capacité étalonnée et un chronomètre.

Débits moyens : 25 à 400 m³/h : déversoirs en parois minces, triangulaires ou rectangulaires.

Au-delà de 700 m³/h : moulins dans portion de canal calibré.

1.2.3 Mesure de pollution

■ Méthode normalisée :

DBO₅ : norme NF T 90-103

DCO : norme NF T 90-101

MES : norme NF T 90-105 (2)

: norme NF EN 872

NTK : (azote Kjeldahl) qui correspond à la somme de l'azote sous forme ammoniacale et organique, norme EN 25663

NH₄ : norme NF T 90-015

NO₃ : norme NF T 90-045

PT : norme NF EN 1189

■ À côté de ces méthodes normalisées, il existe des **méthodes « rapides »** réalisées sur des volumes d'échantillons réduits et qui font souvent appel, en final, à une mesure par colorimétrie. Ces analyses rapides sont proposées par Hach, Merck, Hydrocure...

1.2.4 Notion d'équivalent habitant

L'équivalent habitant (éq. h.) correspond à la quantité de pollution rejetée par un habitant quotidiennement.

L'arrêté du 10 décembre 1991 définit les quantités journalières suivantes pour chaque habitant :

- 90 g de matières en suspension ;
- 57 g de matières oxydables ;
- 15 g de NTK ;
- 4 g de phosphore total.

Les matières oxydables (MO) correspondent à une moyenne pondérée de la DCO et de la DBO₅, mesurées après une décantation de 2 h, suivant la formule :

$$MO = \frac{DCO + 2DBO_5}{3}$$

1.3 Objectifs du traitement

1.3.1 Réglementation française

Elle a déterminé des niveaux de qualité types que l'on peut fixer comme objectif à une dépollution d'eaux usées (tableau 1).

Ces valeurs correspondent à celles définies par l'arrêté du 22 décembre 1994.

Le ministère de l'Environnement (arrêté du 12 mai 1995) préconise des valeurs inférieures (tableau 2).

1.3.2 Norme européenne

La directive européenne du 19 mars 1991, relative au traitement des eaux résiduaires, impose la collecte et le traitement de la globalité des eaux urbaines résiduaires dans des délais qui s'échelonnent entre fin 1998 et fin 2005.

Pour un réseau unitaire qui collecte à la fois les eaux résiduaires et les eaux pluviales, cette directive implique de prendre en compte, pour le dimensionnement des ouvrages de traitement, les débits et les charges par temps de pluie (§ 2.10).

Les niveaux de rejet exigés après traitement sont fonction de la capacité d'autoépuration du milieu récepteur.

■ Cas général

Le traitement correspond à un traitement biologique :

DBO₅ : 25 mg/L ou 70 à 90 % de réduction

DCO : 125 mg/L ou 75 % de réduction

MES : 35 mg/L ou 90 % de réduction

Ce dernier paramètre est optionnel. Les analyses sont réalisées sur des échantillons moyens journaliers.

Tableau 1 – Exigences épuratoires minimales (1)

Zone	Paramètre	Concentration maximale (mg/L)	Rendement minimal (%)	Charge de pollution reçue (eq. h.)	Règles de conformité	
					Nombre de dépassements autorisés	Valeurs rédhitoires (mg/L) (5)
Zones normales de pollution carbonée	DBO ₅ (2)	25	70	2 000 à 10 000	[Doc. C 5 220, Tableau A] (4)	50
			80	> 10 000		250
	DCO (2)	125	75	Toutes charges		85
	MES	35 (3)	90	Toutes charges		
Zones sensibles azote et/ou phosphore	NGL (7)	15	70	10 000 à 100 000	Valeurs à respecter en moyenne annuelle (6)	
		10		> 100 000		
	PT (7)	2	80	10 000 à 100 000		
		1		> 100 000		

(1) Elles correspondent aux valeurs définies par l'arrêté du 22 décembre 1994. Elles doivent être respectées pour un fonctionnement dans les conditions normales.

(2) Pour le lagunage : analyses réalisées sur échantillon filtré.

(3) Pour le lagunage, cette valeur est fixée à 150 mg/L.

(4) Un échantillon moyen journalier est déclaré conforme si l'une au moins des deux valeurs (concentration au rejet ou rendement épuratoire) figurant dans l'autorisation de rejet est respectée.

(5) Parmi les échantillons moyens journaliers déclarés non conformes, aucun d'entre eux ne doit dépasser les valeurs rédhitoires.

(6) La station est déclarée conforme sur l'année considérée pour N ou P, si l'une au moins des deux valeurs (concentration moyenne annuelle au rejet-rendement épuratoire moyen annuel) figurant dans l'autorisation de rejet est respectée.

(7) NGL (azote global) : azote organique + azote ammoniacal + azote nitreux + azote nitrique.

PT : phosphore total.

Tableau 2 – Exigences épuratoires minimales plus fortes préconisées par le ministère de l'Environnement

Rejet	Niveau	Paramètre	Concentration maximale (mg/L)	Rendement minimal (%)	Règles de tolérance	
					Nombre de dépassements autorisés	Valeurs rédhitoires (2) (mg/L)
Pollution carbonée	Épuration poussée	DBO ₅	25	Calculé au point près à partir de la concentration moyenne d'entrée nominale	[Doc. C 5 220, Tableau A] (1)	DBO ₅ : 50 DCO : 250 MES : 85
		DCO	90			
		MES	30			
	Épuration très poussée	DBO ₅	15			
		DCO	50			
MES	20					
Pollution azotée	Nitrification classique	NTK (4)	15	Calculé à 5 points près à partir de la concentration moyenne d'entrée nominale	Valeurs à respecter en moyenne annuelle (3)	
	poussée		10			
	Nitrification-dénitrification classique	NGL (4)	15			
	poussée		10			
Pollution phosphorée	Déphosphatation 1 ^{er} niveau	PT (4)	2			
	Déphosphatation 2 ^e niveau		1			

(1) Un échantillon moyen journalier est déclaré conforme, si l'une au moins des deux valeurs (concentration au rejet ou rendement épuratoire) figurant dans l'autorisation de rejet est respectée.
 (2) Parmi les échantillons journaliers déclarés non conformes, aucun d'entre eux ne doit dépasser les valeurs rédhitoires.
 (3) La station est déclarée conforme sur l'année considérée pour N ou P, si l'une au moins des deux valeurs (concentration moyenne annuelle au rejet-rendement épuratoire moyen annuel) figurant dans l'autorisation de rejet est respectée.
 (4) NTK : azote Kjeldahl
 NGL : azote total
 PT : phosphore total

■ **Zones « moins sensibles »** : certaines zones de rejet en eaux côtières et estuariennes pourront être considérées comme « moins sensibles » après qu'une étude préalable d'environnement l'aura justifié.

Les niveaux de rejet applicables pour les zones « moins sensibles » correspondent à un traitement « primaire » : réduction au moins de 20 % de la DBO₅ et de 50 % des MES sur échantillon moyen 24 h.

■ **Zones « sensibles »** : ces zones correspondent à des zones avec risques d'eutrophisation ou zones posant problème pour la production d'eau potable.

Le traitement consiste, en plus du traitement général, à éliminer la pollution azotée et phosphorée.

● **Azote total** :

en moyenne annuelle :

15 mg/L pour les agglomérations de 10 000 à 100 000 éq. h.

10 mg/L pour celles de plus de 100 000 éq. h.

ou, en moyenne journalière :

20 mg/L pour toutes les agglomérations

ou 70 ou 80 % de réduction.

● **Phosphore total** :

en moyenne annuelle :

2 mg/L pour les agglomérations de 10 000 à 100 000 éq. h.

1 mg/L pour les plus de 100 000 éq. h.

ou 80 % de réduction.

Les niveaux de rejet ou les pourcentages de réduction sont à respecter 95 % du temps.

La transcription de cette directive européenne en droit français a été prise en compte dans les arrêtés du 22 décembre 1994 et du 12 mai 1995.

2. Étapes du traitement

2.1 Prétraitement

Tout traitement de dépollution doit comporter ce qu'il est convenu d'appeler un « prétraitement » qui consiste en un certain nombre d'opérations mécaniques ou physiques destinées à extraire le maximum d'éléments dont la nature et la dimension constitueraient une gêne ultérieurement. Ces opérations sont : le dégrillage, le dessablage et le déshuilage.

2.1.1 Dégrillage

L'eau brute passe à travers des grilles composées de barreaux placés verticalement ou inclinés de 60 à 80° sur l'horizontale. L'espacement des barreaux varie de 6 à 100 mm. La vitesse moyenne de passage entre les barreaux est comprise entre 0,6 et 1 m/s.

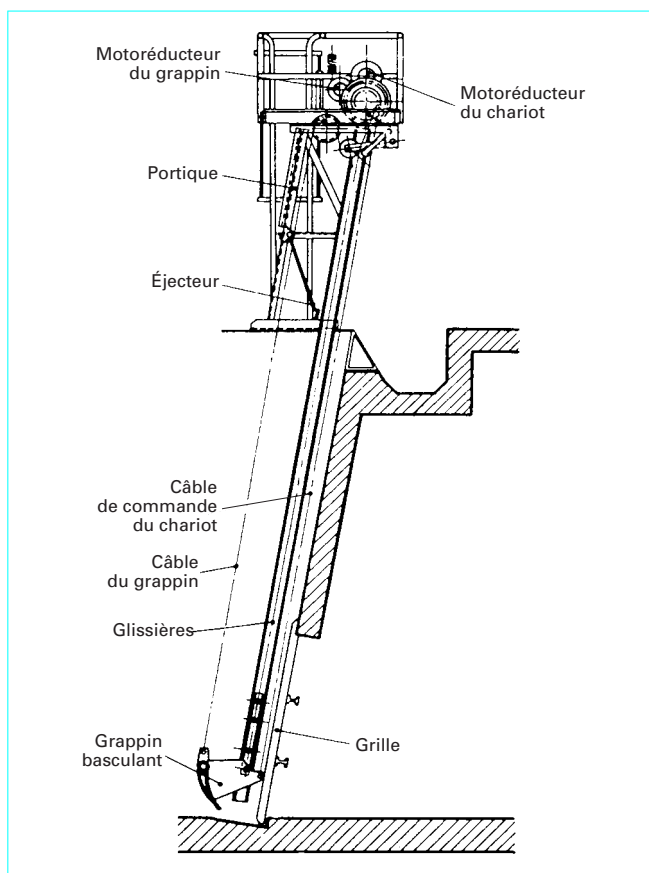


Figure 1 – Grille à câble avec grappin

Le nettoyage de la grille est généralement mécanique. Il est réalisé par un râteau solide d'un chariot qui se déplace de bas en haut le long d'une crémaillère ou entraîné par deux câbles (figure 1).

Le fonctionnement du dispositif de nettoyage peut être commandé par une temporisation ou/et à partir d'un indicateur de perte de charge différentiel. Les matériaux de dégrillage constituent un produit gênant qui est composté ou évacué par camions.

2.1.2 Dessablage

Le dessablage s'effectue sur des particules de dimensions supérieures à $200\ \mu\text{m}$. La vitesse de sédimentation se calcule par la loi de Stokes (chute libre). On calcule la section du dessableur de manière que la vitesse de l'eau ne descende pas au-dessous de $0,30$ à $0,20\ \text{m/s}$; on évite ainsi que les matières organiques se déposent en même temps que les sables.

Les ouvrages à prévoir pour obtenir une vitesse d'écoulement de $0,30\ \text{m/s}$ sont, par ordre d'importance :

- les dessableurs couloirs (à écoulement rectiligne), dont la vitesse d'écoulement est variable ou constante ;
- les dessableurs circulaires, à alimentation tangentielle ou à brassage mécanique ou à insufflation d'air (pour éviter le dépôt de matières organiques, en heures creuses, avec faible débit) ;
- les dessableurs rectangulaires à insufflation d'air. On insuffle de l'air qui provoque une rotation de liquide et crée ainsi une vitesse constante de balayage du fond, perpendiculaire à la vitesse du tran-

sit, laquelle, beaucoup plus faible, peut alors être variable sans inconvénient. Le sable est extrait soit mécaniquement par raclage vers un poste de réception, puis repris par pompage, soit directement par pompe suceuse montée sur pont roulant.

Le sable séparé contient malgré tout des matières organiques et plusieurs dispositifs sont appliqués pour améliorer sa qualité : lavage par hydrocyclone, extraction des fosses de stockage par des moyens mécaniques qui font, en même temps, office de laveur de sable (vis d'Archimède en auge inclinée, classification à mouvement alternatif...).

Le volume de sable extrait par habitant et par an est de l'ordre de 5 à $12\ \text{dm}^3$.

2.1.3 Déshuilage-dégraissage

Le déshuilage-dégraissage se rapporte à l'extraction de toutes les matières flottantes d'une densité inférieure à celle de l'eau. Ces matières sont de natures très diverses et leur quantité s'estime par la mesure des « matières extractibles par solvants ». La teneur des eaux usées en matières extractibles est de l'ordre de 30 à $75\ \text{mg/L}$. Néanmoins, certains rejets industriels (abattoirs, laiteries...) peuvent élever ces valeurs à $300-350\ \text{mg/L}$.

Les huiles et graisses, lorsqu'elles ne sont pas émulsionnées, sont séparées sous forme de boues flottantes dans des ouvrages comportant une zone d'aération où les bulles d'air augmentent la vitesse de montée des particules grasses et une zone de tranquillisation où s'effectue la récupération.

Le temps de séjour dans ce type d'ouvrage est de 5 à $12\ \text{min}$. Le débit d'air insufflé est de l'ordre de $0,2\ \text{m}^3$ par mètre cube d'eau et par heure.

Le plus souvent, les fonctions de dessablage et de déshuilage sont combinées dans un même ouvrage qui met en œuvre les principes de fonctionnement cités précédemment (figure 2).

2.2 Décantation

On se reportera au chapitre spécialisé du traité Génie des procédés

La décantation se distingue du dessablage en ce sens qu'elle enlève plus de la moitié des matières en suspension, alors que le dessablage ne vise que l'élimination du sable et des autres matières minérales (plus lourdes que les matières organiques).

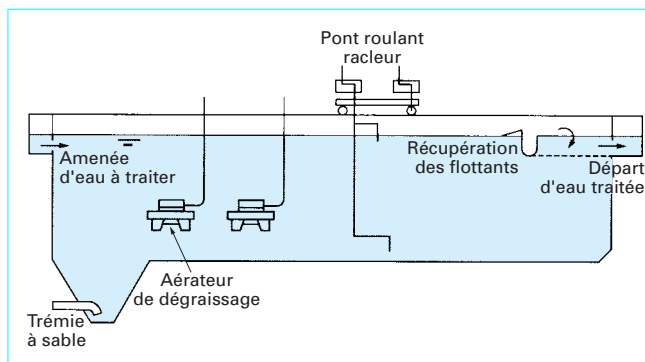


Figure 2 – Ouvrage de dessablage-déshuilage combinés

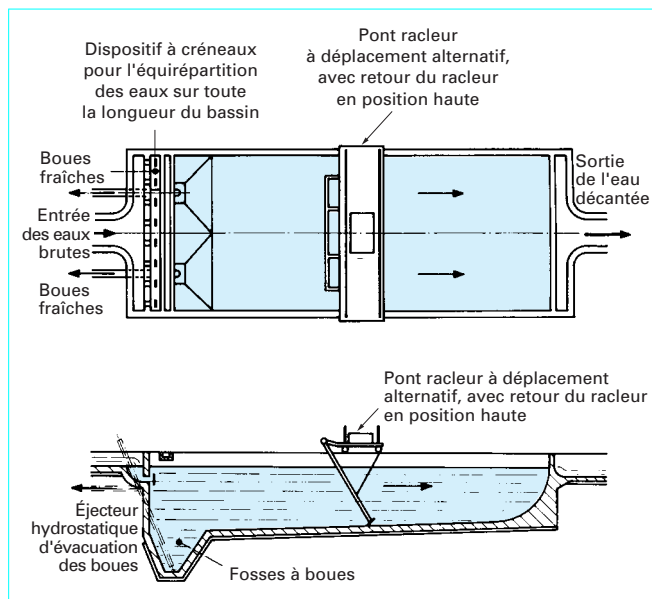


Figure 3 – Décanteur rectangulaire avec raclage de boues

2.2.1 Décantation classique

Le paramètre de dimensionnement pour les ouvrages de décantation classique est essentiellement la vitesse ascensionnelle v . Les particules dont la vitesse de sédimentation est supérieure à la vitesse ascendante sont retenues.

En pratique courante, v est comprise entre 1 et 2 m/h sur la pointe de débit Q de temps sec (hors période de pluie). À partir de cette vitesse ascensionnelle, la surface S des bassins est déterminée par :

$$S \text{ (m}^2\text{)} = \frac{Q \text{ (m}^3\text{/h)}}{v \text{ (m/h)}}$$

Pour avoir une bonne qualité d'eau décantée, une sédimentation efficace et un épaissement correct des boues, différentes zones horizontales de l'ouvrage sont déterminées : zone d'eau claire, zone de sédimentation et zone d'épaississement. La zone d'eau claire est comprise entre 0,5 et 1 m de haut, la zone de sédimentation entre 1,5 et 2,5 m et enfin la zone d'épaississement entre 0,5 et 1,5 m.

Il existe de nombreux types de décanteurs classiques qui se distinguent, d'une part d'après le sens d'écoulement des eaux et, d'autre part, d'après les dispositions adoptées pour l'évacuation des boues :

- décanteur horizontal avec raclage des boues (figure 3) ;
- décanteur cylindro-conique ordinaire (figure 4) ;
- décanteur circulaire avec raclage des boues (figure 5).

Le raclage s'effectue au moyen d'un pont raqueur qui entraîne une ou plusieurs lames poussant les boues vers une ou plusieurs trémies.

2.2.2 Décantation lamellaire

De conception plus moderne, ces ouvrages reposent sur le fait que la seule grandeur fondamentale est la surface horizontale S_h de l'ouvrage. En effet, la capture d'une particule s'effectue si sa vitesse

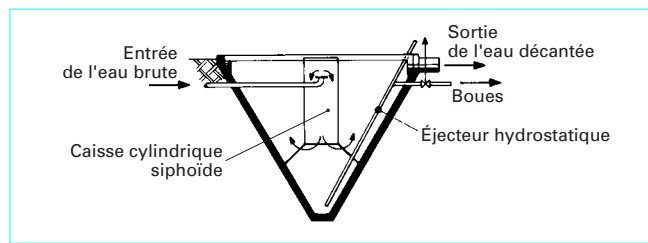


Figure 4 – Décanteur cylindro-conique

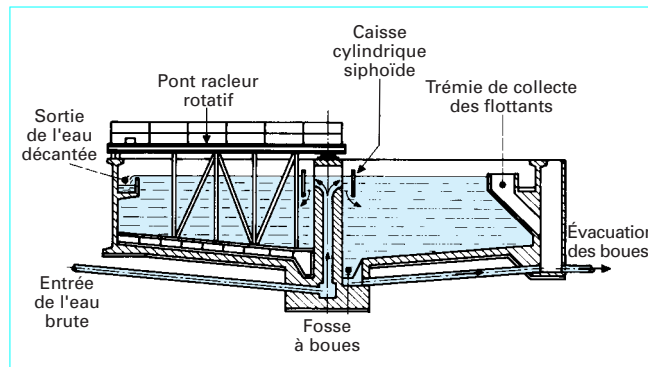


Figure 5 – Décanteur circulaire avec raclage de boues

de décantation est supérieure à la vitesse de Hazen (ou charge hydraulique superficielle) :

$$v_h \text{ (m/h)} = \frac{Q \text{ (m}^3\text{/h)}}{S_h \text{ (m}^2\text{)}}$$

La rétention d'une particule est donc théoriquement indépendante de la hauteur de l'ouvrage.

Le principe de la décantation lamellaire consiste donc à utiliser des plaques proches les unes des autres pour accroître la surface de décantation disponible par volume d'ouvrage. Afin d'assurer l'évacuation des boues, les plaques sont inclinées d'un angle α par rapport à l'horizontale.

La surface disponible pour la décantation correspond alors à la surface totale projetée STP sur l'horizontale de l'ensemble des plaques :

$$STP = n S_p \cos \alpha$$

- avec
- n nombre de plaques,
 - $S_p \text{ (m}^2\text{)}$ surface unitaire de chaque plaque,
 - α angle d'inclinaison des plaques par rapport à l'horizontale ; selon le modèle des lamelles, α est de 55° ou 60°.

v_h est de la forme :

$$v_h \text{ (m/h)} = \frac{Q \text{ (m}^3\text{/h)}}{STP \text{ (m}^2\text{)}}$$

Les vitesses de Hazen utilisées pour les eaux usées urbaines sont comprises entre 0,8 et 1,2 m/h sur la pointe de débit de temps sec.

Différents procédés sont appliqués qui se distinguent par le sens de circulation de l'eau et de la boue. Le procédé le plus commun est à « contre-courant » où la boue et l'eau circulent en sens inverse (figure 6).

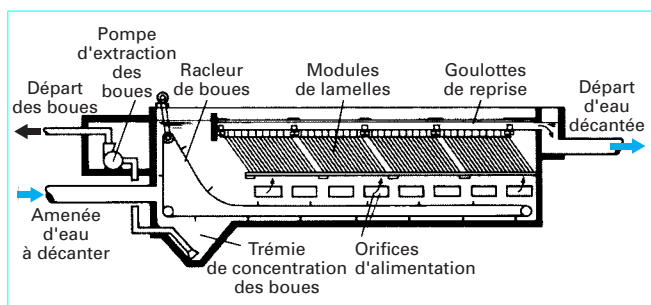


Figure 6 – Décanteur lamellaire à contre-courant

Le raclage des boues s'effectue au moyen d'un racleur de fond entraîné par chaînes qui les ramène vers 1 ou 2 trémies.

Avec un décanteur classique ou lamellaire sur des eaux domestiques, le pourcentage de matières totales en suspension éliminées est de 50 à 65 %, celui de la DBO₅ éliminée est de 20 à 35 %.

2.3 Traitements physico-chimiques

2.3.1 Élimination de la pollution colloïdale

Ce traitement consiste à enlever leur stabilité aux matières colloïdales présentes dans l'eau en provoquant la neutralisation de leurs charges électriques superficielles et l'agglomération de ces particules pour former un flocon volumineux décantable appelé **floc**.

La première étape est appelée **coagulation** et se réalise dans le traitement d'eau par l'utilisation essentiellement de sels de fer ou d'aluminium.

La deuxième étape est la **floculation** et se réalise par l'ajout de polymère organique (macromolécule à longue chaîne).

De l'addition de sels de fer ou d'aluminium vont résulter la formation d'un précipité d'hydroxyde [Fe (OH)₃ ou Al (OH)₃] et une chute d'alcalinité.

Les taux de réactif à mettre en œuvre sont déterminés par des essais de floculation. L'ajustement du pH par ajout d'acide ou de base est parfois nécessaire pour obtenir le pH optimal de coagulation-floculation des réactifs employés :

$$\text{Al}^{3+} : 6,0 \text{ à } 7,4$$

$$\text{Fe}^{3+} : 5 \text{ à } 8,5$$

Le choix des temps de contact, des énergies d'agitation et de la forme des turbines de mélange est également très important et permet des économies substantielles de réactif.

Une coagulation-floculation, suivie d'une décantation appliquée sur une eau domestique, permet d'éliminer jusqu'à plus de 90 % des matières en suspension et de 40 à 65 % de la DBO₅.

Les procédés de coagulation-floculation utilisés peuvent être de type classique avec décantation lamellaire ou non, mais peuvent faire également appel à de nouvelles techniques comme le décanteur lamellaire à recirculation de boues ou le décanteur lamellaire à floccs lestés.

■ Décanteur lamellaire à recirculation de boues (*Densadeg*®)

Ce procédé est basé sur trois principes :

- un réacteur de coagulation-floculation intégré ;
- une recirculation des boues de la zone d'épaississement vers le réacteur ;
- une décantation lamellaire.

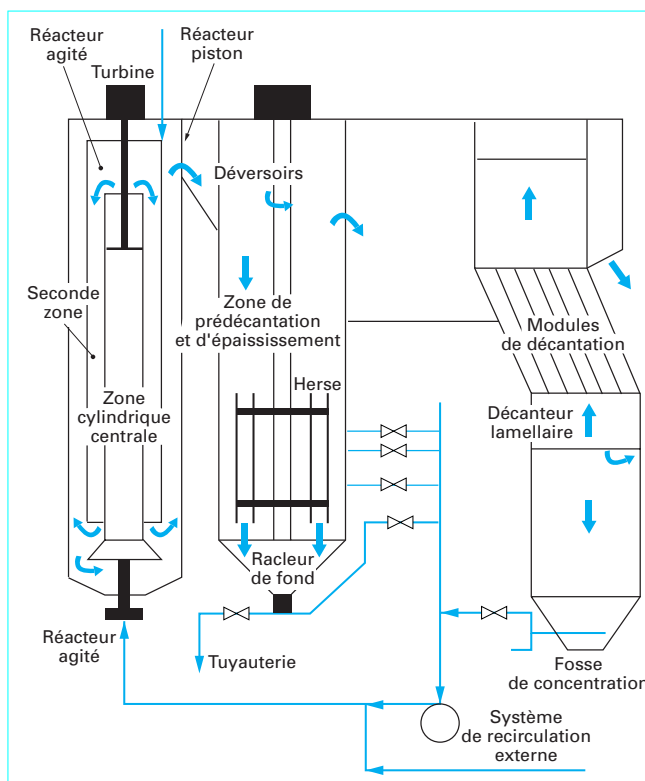


Figure 7 – Schéma de principe du *Densadeg*® (Degrémont)

Le réacteur est constitué de trois chambres successives. Les deux premières assurent la floculation rapide en réacteur agité et la dernière effectue la floculation lente en réacteur piston (figure 7).

Le réacteur agité comporte deux zones : une zone cylindrique centrale équipée d'une hélice qui induit un débit de recirculation interne provenant de la seconde zone. Celle-ci, à flux ascendant, peut être coaxiale à la première ou être à base rectangulaire.

L'eau brute préalablement coagulée est admise à la base du réacteur agité et le flocculant est injecté sous la turbine.

Un apport de boues est effectué dans l'eau brute par un système de recirculation externe. Le réacteur piston à flux ascendant peut être constitué d'une chambre coaxiale aux deux précédentes ou par une chambre latérale à base rectangulaire. Cette zone de floculation lente permet d'obtenir les floccs de taille importante (plusieurs millimètres) présentant une grande homogénéité.

Cette densité de flocc permet d'aborder la zone de décantation avec des vitesses apparentes bien supérieures à celles des appareils classiques.

Le flocc aborde ensuite une zone de prédécantation et d'épaississement par des déversoirs. Cette zone assure la décantation de la majeure partie des matières en suspension présentes dans le réacteur.

La partie cylindro-conique de cet organe est équipée d'une herse et d'un racleur de fond assurant un épaississement intégré des boues.

Les boues épaissies sont extraites par la tuyauterie. Une partie de ces boues est recirculée à l'aide d'une pompe dans la tuyauterie d'amenée d'eau brute vers le réacteur.

Après le prédécanteur, le décanteur lamellaire assure la décantation du flocc résiduel. Il est équipé de modules lamellaires ou tubu-

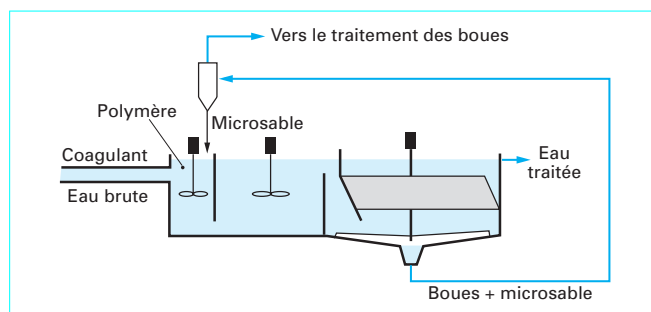


Figure 8 – Schéma de principe de l'Actiflo® (OTV)

laire de décantation rapide dans lesquels l'eau circule à contre-courant des boues. Cet organe comporte habituellement, à sa partie inférieure, un dispositif de raclage ramenant les boues résiduelles dans une fosse de concentration.

La faible concentration des matières en suspension envoyées vers le décanteur lamellaire et la forte densité du floc permettent d'y appliquer des vitesses de décantation élevées (20 à 40 m/h sur la zone lamellaire). La concentration des boues extraites varie entre 40 et 80 g/L.

■ Décanteur à floc lesté (procédé Actiflo®)

Le procédé de décantation à floccs lestés consiste à injecter, dans l'effluent brut, du microsable pendant l'étape de coagulation-floculation. Cela permet plusieurs avantages dont notamment :

- une initiation de la réaction qui est augmentée par l'addition de microsable qui permet lui-même d'accroître le nombre de particules libres. De ce fait, le temps de contact est beaucoup plus court que dans un système conventionnel, induisant un volume de cuve plus petit ;
- une augmentation de la surface d'échange et donc des capacités d'adsorption par rapport à la floculation classique ;
- la formation de floccs plus lourds, décantant plus facilement. Les vitesses de passage sont alors plus élevées.

L'eau brute dégrillée et dessalée traverse successivement (figure 8) :

- une étape de coagulation pendant laquelle est injecté un sel de fer ou d'aluminium ;
- une étape de floculation dans un ensemble constitué d'une cuve d'injection et d'une cuve de maturation. Dans la cuve d'injection, les matières en suspension sont mises en contact avec le microsable par l'intermédiaire d'un polyélectrolyte. Dans la cuve de maturation, le floc s'épaissit et termine sa maturation.

Ces deux cuves sont équipées de mélangeurs dynamiques dont les caractéristiques sont définies afin d'obtenir les gradients de vitesse optimaux :

- une étape de décantation pendant laquelle l'eau flocculée aborde la cuve de décantation lamellaire à contre-courant eau-boues. L'eau décantée est évacuée en partie supérieure par des éléments de collecte et d'équirépartition (goulottes).

Les boues et le microsable déposés au fond du décanteur sont collectés par un racleur ou des trémies avant d'être acheminés au moyen d'un dispositif de pompage vers des hydrocyclones où s'opère une classification granulométrique permettant de récupérer, dans la sousverse, la quasi-intégralité du microsable à recycler.

Le débit de recirculation est inférieur à 4 % du débit entrant afin d'assurer un taux de sable de 3 à 5 kg/m³.

La granulométrie du sable doit être inférieure à 160 µm pour être efficace. Le taux de traitement en sable est de l'ordre de 3 à 5 g/L dans le réacteur de floculation.

La concentration en MES de la surverse des hydrocyclones est en général de 5 à 10 g/L.

Les pertes en sable sont d'environ 3 à 5 g/m³ d'eau traitée.

L'optimisation de cette technique, allée à l'utilisation d'un polyélectrolyte de synthèse, permet de réduire considérablement le temps de floculation (< 10 min). Les floccs lestés ont une densité 2,5 fois supérieure à celle du floc classique et la vitesse de décantation peut atteindre la valeur exceptionnelle de 130 m/h (valeur minimale 80 m/h).

Les performances obtenues en traitement physico-chimique primaire sur des eaux usées domestiques sont variables selon la dose de coagulant et la qualité de l'eau brute.

Elles se situent ainsi :

- matières en suspension : 70 à 90 % ;
- DCO : 50 à 75 % ;
- DBO₅ : 55 à 80 % ;
- azote Kjeldahl : 10 à 30 % ;
- phosphore total en sortie : < 1 ou 2 mg/L.

2.3.2 Élimination du phosphore

Les sels de fer ou d'aluminium sont également capables de se combiner avec les ions phosphate pour former un précipité de phosphate de fer ou d'aluminium (Fe PO₄ ou AlPO₄).

Du fait de la compétitivité des réactions de formation de précipités d'hydroxyde ou de phosphate, le rapport molaire à mettre en œuvre entre Fe/P ou Al/P varie de 1 à 3. Cela signifie que, pour éliminer 1 g de P, il faut :

1,8 à 5,4 g de Fe soit, exprimé par exemple en FeCl₃ pur, de 5,2 à 15,7 g ou 0,87 à 2,61 g d'Al soit, exprimé en sulfate d'alumine, de 9,3 à 28 g de produit commercial [Al₂(SO₄)₃, 18 H₂O].

La précipitation chimique du phosphore peut se réaliser à plusieurs étapes dans la filière de traitement :

- au niveau de la décantation primaire ;
- dans le bassin de boues activées, le précipité décantant alors dans le clarificateur ;
- enfin, sur l'eau épurée biologiquement avec un ouvrage spécifique de décantation.

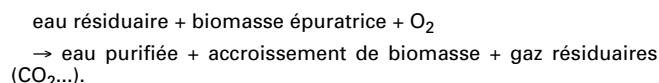
2.4 Traitements biologiques

L'épuration biologique a pour but d'éliminer la matière polluante biodégradable contenue dans l'eau domestique (décantée ou non) en la transformant en matières en suspension : micro-organismes et leurs déchets, plus facilement récupérables.

La dégradation peut se réaliser par voie aérobie (en présence d'oxygène) ou anaérobie (en l'absence d'oxygène). Dans ce dernier cas, où les réactions s'effectuent à l'abri de l'air, le carbone organique, après dégradation, se retrouve sous forme de CO₂, méthane et biomasse. Ce type de traitement appelé « digestion anaérobie » n'est utilisé que pour des effluents très concentrés en pollution carbonée, de type industriel (brasserie, sucrerie, conserverie...).

Le traitement biologique classique des eaux domestiques s'effectue par voie aérobie.

Le traitement consiste à dégrader les impuretés grâce à l'action d'une biomasse épuratrice, à laquelle doit être fourni l'oxygène nécessaire à son développement. En simplifiant, on peut décrire ce processus par l'équation :



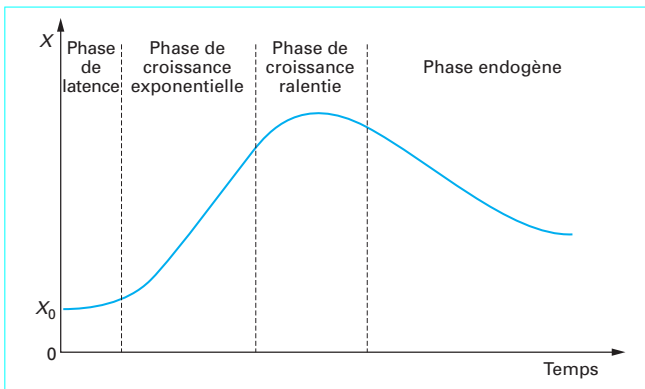


Figure 9 - Développement d'une culture bactérienne

La biomasse utilisée dans le traitement des eaux usées constitue un écosystème très simplifié, ne faisant appel qu'à des micro-organismes.

Elle peut être, soit libre, c'est-à-dire intimement mêlée au milieu aqueux à épurer (boues activées), soit fixée ; elle est alors accrochée sur un support solide à la surface duquel percole l'eau à traiter (lit bactérien, biofiltre).

Elle est constituée d'êtres vivants de petite taille, inférieure au millimètre, microflore de bactéries et microfaune d'animaux, protozoaires et métazoaires proches des vers. Ces êtres s'y trouvent à de très fortes concentrations, de l'ordre de 10^{11} à 10^{12} par litre pour les bactéries et 10^6 à 10^8 par litre pour la microfaune.

Les relations entre ces divers groupes sont apparemment simples : les bactéries sont des producteurs primaires qui fixent le substrat apporté par les eaux usées sous forme de matière organique ; la microfaune se nourrit de bactéries et parfois d'autres espèces de la microfaune.

La microfaune est représentée surtout par des protozoaires, organismes prédateurs de taille comprise entre 20 et 200 μm qui jouent un rôle important pour la clarification de l'effluent. Ils sont, en effet, à l'origine de la formation en floc de la biomasse ; celle-ci apparaît alors comme une suspension de particules de quelques millimètres de diamètre, agglomérats constitués de bactéries, levures, protozoaires, matières organiques non assimilées et absorbées, matières minérales floculées ; elle présente alors une aptitude à la décantation, ce qui offre une possibilité de séparation biomasse-liquide interstitiel par une technique simple.

2.4.1 Évolution d'une culture bactérienne

La croissance d'une biomasse de concentration X mise en présence à l'instant zéro d'un substrat dégradable de concentration S comporte un certain nombre de phases (figure 9).

■ **Phase de latence** : elle correspond à l'adaptation des micro-organismes au milieu nutritif. La vitesse de croissance est nulle ou faiblement positive.

■ **Phase de croissance exponentielle** : lorsque le taux de reproduction cellulaire atteint son maximum et reste constant en présence d'une concentration non limitante en substrat.

Cette phase de croissance exponentielle peut se décrire par les deux équations suivantes :

$$\frac{dX}{dt} = \mu_m X$$

$$\frac{dS}{dt} = -Y \mu_m X$$

avec	X (g/L)	concentration en matières organiques actives,
	t (h)	temps,
	μ_m (h^{-1})	taux de croissance maximal des micro-organismes par heure,
	S (g/L)	substrat dégradable exprimé en consommation d'oxygène, c'est-à-dire en DBO_5 éliminée,
	Y (g/g)	quantité de cellules produites par gramme de substrat de concentration S utilisé. Y est appelé rendement cellulaire.

■ **Phase de croissance ralentie** : lorsque la concentration en substrat diminue, la vitesse de croissance diminue et finit par s'annuler en phase ralentie habituellement utilisée ; en pratique, on a l'équation :

$$\frac{S_f}{S_0} = \frac{1}{1 + KXt}$$

avec	S_f (mg/L)	DBO_5 restante dissoute,
	S_0 (mg/L)	DBO_5 initiale,
	K [$\text{L}/(\text{g} \cdot \text{h})$]	constante dans une gamme de charge très étroite ; K est compris entre : 0,8 et 1,4 en moyenne charge, 0,4 et 0,5 en aération prolongée (cf. § 2.4.5).

Pour obtenir la DBO_5 totale d'un rejet, il faut ajouter à S_f , la DBO_5 correspondante aux matières en suspension. Les rapports DBO_5/MES varient de 0,3 à 0,5 selon la charge de fonctionnement.

■ **Respiration endogène** : lorsque les micro-organismes ne sont plus alimentés, leur masse diminue par respiration endogène. La décroissance est proportionnelle à la concentration en micro-organismes S_a :

$$\frac{dX_a}{dt} = -b_a S_a$$

avec	b_a (h^{-1})	taux de respiration endogène ou taux de mortalité des micro-organismes ; il est de 0,18 à 20 °C et de 0,135 à 13 °C.
------	---------------------------	--

Ces différentes phases et les équations qui les régissent sont valables en milieu aérobie et anaérobie. Les valeurs des différents coefficients dépendent de la nature du substrat et de divers paramètres tels la température, le pH.

La croissance bactérienne nécessite la présence d'éléments nutritifs, en particulier azote N et phosphore P. Il faut que les valeurs de DBO_5 , de N et de P soient dans les rapports 100, 5 et 1. La croissance bactérienne tolère une gamme de pH allant de 5 à 9 avec une zone optimale de 6 à 8. De nombreuses substances peuvent avoir un effet toxique sur l'activité des micro-organismes, en particulier les métaux lourds (Cu, Cr^{6+} , Cd), même en faible quantité (0,1 mg/L). Quand certaines substances carbonées organiques comme le phénol et les cyanures arrivent de façon régulière, la population bactérienne peut s'acclimater à une certaine concentration de ces substances (formation de souches adaptées).

2.4.2 Modélisation de la croissance bactérienne

Plusieurs modèles mathématiques ont été proposés pour rendre compte de la croissance bactérienne. Le modèle de Monod est le plus ancien, et encore le plus utilisé : il est du type :

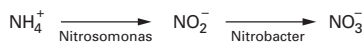
$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad \text{avec} \quad \mu = \mu_m \frac{S}{(k + S)}$$

avec μ (h^{-1}) taux de croissance à l'instant t ,
 k (mg/L) concentration seuil au-dessus de laquelle le taux de croissance devient très dépendant de la concentration en substrat.

2.4.3 Mécanisme de l'élimination biologique de l'azote

Elle se réalise en deux étapes qui sont chronologiquement la nitrification et la dénitrification.

■ La **nitrification** consiste en l'oxydation de NH_4^+ en NO_3^- par l'intermédiaire de deux espèces de bactéries autotrophes :



Ces bactéries sont dites autotrophes car elles utilisent du carbone minéral pour constituer leurs cellules.

Le taux de croissance de ces bactéries est plus faible que celui des bactéries dégradant la pollution carbonée (bactéries hétérotrophes).

Les cultures mixtes ne pourront se maintenir de façon stable que si le taux de croissance des bactéries hétérotrophes est ramené, par diminution de la charge carbonée, au même taux que celui des bactéries autotrophes.

L'effet de la température est très important. La cinétique de nitrification, dans une plage de 10 à 20 °C, varie linéairement avec la température, la cinétique à 20 °C étant 2 fois plus élevée qu'à 10 °C. Au-dessous de 10 °C et au-dessus de 30 °C, l'activité nitrifiante chute rapidement.

La présence de CO_2 ou de carbonate est indispensable. La réaction ne peut se faire qu'en milieu aérobie.

■ La **dénitrification** consiste en la réduction des nitrates formés en azote gazeux par des bactéries hétérotrophes placées dans un milieu pauvre en oxygène. L'oxygène combiné des nitrates sert à dégrader le carbone organique nécessaire à la croissance de ces bactéries.

Les sources de matières organiques peuvent être diverses :

- le méthanol, le glucose, l'éthanol ;
- des effluents industriels, par exemple, les eaux de lavage de laiteries, les eaux résiduaires de sucreries ;
- l'eau à traiter qui est la source économiquement intéressante.

Pour une bonne dénitrification, il faut un rapport pollution carbonée DBO_5 / NO_3^- minimal > 2.

2.4.4 Mécanisme de l'élimination biologique du phosphore

Le principe de la déphosphatation biologique consiste en une suraccumulation de phosphore dans une biomasse. Si des teneurs de 2 à 3 % en phosphore dans les boues sont obtenues sous des conditions normales de dégradation d'un substrat organique, le mécanisme de suraccumulation nécessite de placer la biomasse alternativement en phase anaérobie (sans oxygène même lié à un composé chimique) et aérobie.

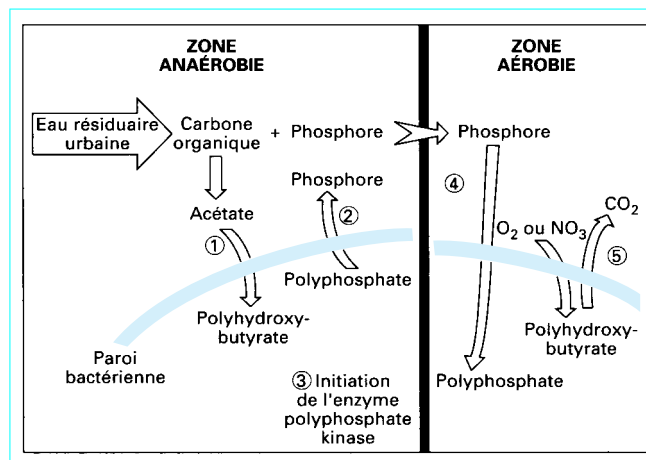


Figure 10 – Principales étapes de la déphosphatation biologique

Pour les procédés assurant en plus une élimination de l'azote, la zone de dénitrification, caractérisée par la présence de nitrate, est donc assimilée à une zone aérobie. Mis dans ces conditions, les micro-organismes accumulent du phosphore, jusqu'à 10 % de leur poids sec, sous forme de granulés de polyphosphate.

En globalité, une biomasse déphosphatante, dans laquelle bien entendu existent d'autres bactéries, pourra stocker jusqu'à 6 % de son poids sec en phosphore.

Les réactions intervenant dans chaque zone peuvent être résumées ainsi (figure 10) :

— **zone anaérobie** : synthèse de réserves de polyhydroxybutyrate (PHB) via les ions acétate produits à partir du substrat organique de l'eau à traiter, relargage par les micro-organismes déphosphatants du phosphore intracellulaire ;

— **zone aérobie** : suraccumulation du phosphore sous forme de granulés de polyphosphate, consommation des réserves de PHB.

Ces phénomènes, indispensables au processus de déphosphatation biologique, vont conditionner la conception des filières de traitement.

Le schéma de base devra comporter au moins une zone anaérobie où se produira le relargage du phosphore et au moins une zone aérée où les réactions de surassimilation se réaliseront.

Pour obtenir une bonne déphosphatation biologique, l'élément essentiel est la présence d'une quantité suffisante de matières organiques facilement assimilables dans l'eau à traiter. À partir d'une eau usée urbaine classique, on obtient, en moyenne, un rapport de 3,5 % de phosphore éliminé par DBO_5 consommée. Cela conduit à n'assurer par voie biologique qu'entre 50 et 65 % d'élimination du phosphore.

Cette limitation oblige, pour atteindre les niveaux PT (cf. tableau 1), à envisager des solutions mixtes où la part de phosphore restante sera précipitée par l'ajout de réactif.

Les réactions de précipitation seront celles décrites au paragraphe 2.3.2.

2.4.5 Cultures libres (boues activées)

Le terme « cultures libres » regroupe les procédés où l'on provoque le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de floccs au sein du liquide à traiter.

Pour cela, on utilise un bassin brassé, pour conserver en suspension la culture, dans lequel est maintenue :

- soit une concentration d'oxygène, pour les procédés aérobies ;
- soit une absence d'oxygène, pour les procédés anaérobies.

Le procédé par « boues activées » est le plus commun des procédés par « cultures libres ».

2.4.5.1 Caractéristiques

Différents paramètres permettent de définir le fonctionnement d'une boue activée :

- la charge volumique C_v qui correspond à la quantité journalière de DBO_5 (en kg/j) à dégrader dans le volume V (m^3) de l'ouvrage. Elle s'exprime en $\text{kg DBO}_5 / (\text{j} \cdot \text{m}^3)$;
- la charge massique C_m qui est la quantité de DBO_5 (en kg/j) rapportée à la masse de matières en suspension totales contenues dans l'ouvrage de volume V . Elle s'exprime en $\text{kg DBO}_5 / (\text{kg MEST} \cdot \text{j})$; la charge massique est parfois rapportée à la masse de micro-organismes ou pratiquement de matières volatiles sèches (MVS) contenues dans l'ouvrage. Elle s'exprime alors en $\text{kg DBO}_5 / (\text{j} \cdot \text{kg MVS})$;
- l'âge des boues qui est le rapport entre la masse de boues présentes dans le réacteur et la masse journalière de boues extraites. Il s'exprime en jours.

2.4.5.2 Schémas possibles

Une station de traitement par boues activées comprend dans tous les cas (figure 11) :

- un bassin dit d'aération dans lequel l'eau à épurer est mise en contact avec la masse bactérienne épuratrice ;
- un clarificateur dans lequel s'effectue la séparation de l'eau épurée et de la culture bactérienne ;
- un dispositif de recirculation assurant le retour vers le bassin d'aération des boues biologiques récupérées dans le clarificateur. Cela permet de maintenir dans ce bassin la quantité (ou concentration de micro-organismes) nécessaire pour assurer le niveau d'épuration recherché ;
- un dispositif d'extraction et d'évacuation des boues en excès, c'est-à-dire du surplus de culture bactérienne synthétisée en permanence à partir du substrat ;
- un dispositif de fourniture d'oxygène à la masse bactérienne présente dans le bassin d'aération.

Ce type de filière permet d'éliminer la pollution carbonée et les matières en suspension de l'eau.

Le mode d'alimentation, l'aménagement de zone non aérée dans le bassin de boues activées, la recirculation de liqueur mixte permettent de distinguer différents procédés pour réaliser l'élimination du carbone (figure 12 a, b, c), de l'azote (figure 12 d, e, f) et du phosphore (figure 12 g).

2.4.5.3 Dimensionnement

■ Volume du bassin des boues activées

Le dimensionnement se réalise à partir de la charge massique C_m choisie en fonction des objectifs de traitements visés :

- une élimination de l'azote qui demande, pour une nitrification totale à 12°C , $C_m < 0,15 \text{ kg DBO}_5 / (\text{kg MEST} \cdot \text{j})$;
- un degré de stabilisation des boues en excès produites : une respiration endogène poussée conduisant à une biomasse bien minéralisée ;
- un rendement d'élimination de la DBO_5 défini par les équations suivantes :

$$\frac{S_f}{S_0} = \frac{1}{1 + KXt} \quad \text{ou} \quad \frac{S_f}{S_0} = \frac{1}{1 + 24K \frac{S_0}{C_m}}$$

$$\text{avec} \quad C_m = \frac{S_0 Q}{XV}$$

K étant exprimé en $\text{L}/(\text{g} \cdot \text{h})$; Q en m^3/j ; t en j ; V volume de l'aération en m^3 ; S_f et S_0 en g/L .

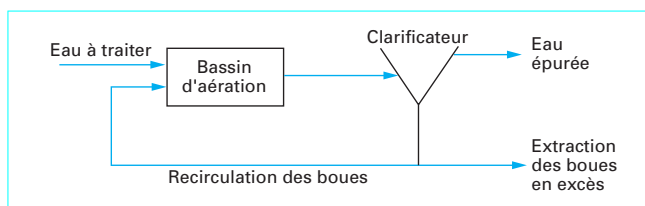


Figure 11 – Schéma minimal d'un traitement par boues activées

La valeur de X à adopter dépend de la décantabilité de la boue, définie par l'indice de boue IB , qui correspond au volume occupé par 1 g de boue après décantation de 30 min dans une éprouvette de un litre en réalisant, si nécessaire, une dilution avec de l'eau épurée pour obtenir un volume de boue décantée compris entre 100 et 250 mL. La concentration en matières en suspension dans la couche de boues est de $10^3/IB$ en g/L .

Soit X_r la concentration des boues de retour ; pour un taux de recirculation moyen des boues r de 1 à 2, X_r est égal à $1,2 (10^3/IB)$.

$$X(1+r) = X_r r$$

$$X = X_r \frac{r}{(1+r)}$$

$$\text{soit } X = 1,2 \frac{10^3}{IB} \times \frac{r}{(1+r)}$$

L'expérience montre que IB est fonction de C_m .

La figure 13 donne la courbe obtenue pour des eaux domestiques. Connaissant X , le volume V de l'aérateur en est déduit.

En pratique, différents types de traitements par boues activées sont définis suivant la charge massique, la charge volumique et la concentration des boues dans le bassin permettant d'obtenir une décantation convenable (tableau 3).

Les rendements annoncés sont donnés dans l'hypothèse d'une bonne séparation de tous les éléments décantables de la liqueur de boues activées.

■ Quantité de boues produites

Les boues activées en excès sont constituées de matières solides de nature hétérogène, provenant de deux sources :

- préexistantes dans l'eau à l'entrée du bassin d'aération, de nature minérale et organique inerte ;
- produites par l'épuration biologique, de nature organique et qui résultent de la somme algébrique de la synthèse cellulaire et de l'auto-oxydation de la biomasse.

Au total, on a :

$$\Delta S = a_m S_e - bX + S_{\min} + S_{\text{dur}}$$

- avec
- ΔS (kg/j) boues en excès,
 - S_e (kg/j) DBO_5 éliminée,
 - X (kg) boues organiques dans le bassin (MVS),
 - S_{\min} (kg/j) matières minérales en suspension apportées par l'effluent,
 - S_{dur} (kg/j) matières organiques en suspension difficilement biodégradables apportées par l'effluent : 25 % des MVS.

Les coefficients a_m et b sont dépendants des caractéristiques de l'effluent et de la charge. Le tableau 4 donne les valeurs utilisées pour des eaux usées urbaines à différentes charges de fonctionnement des boues activées.

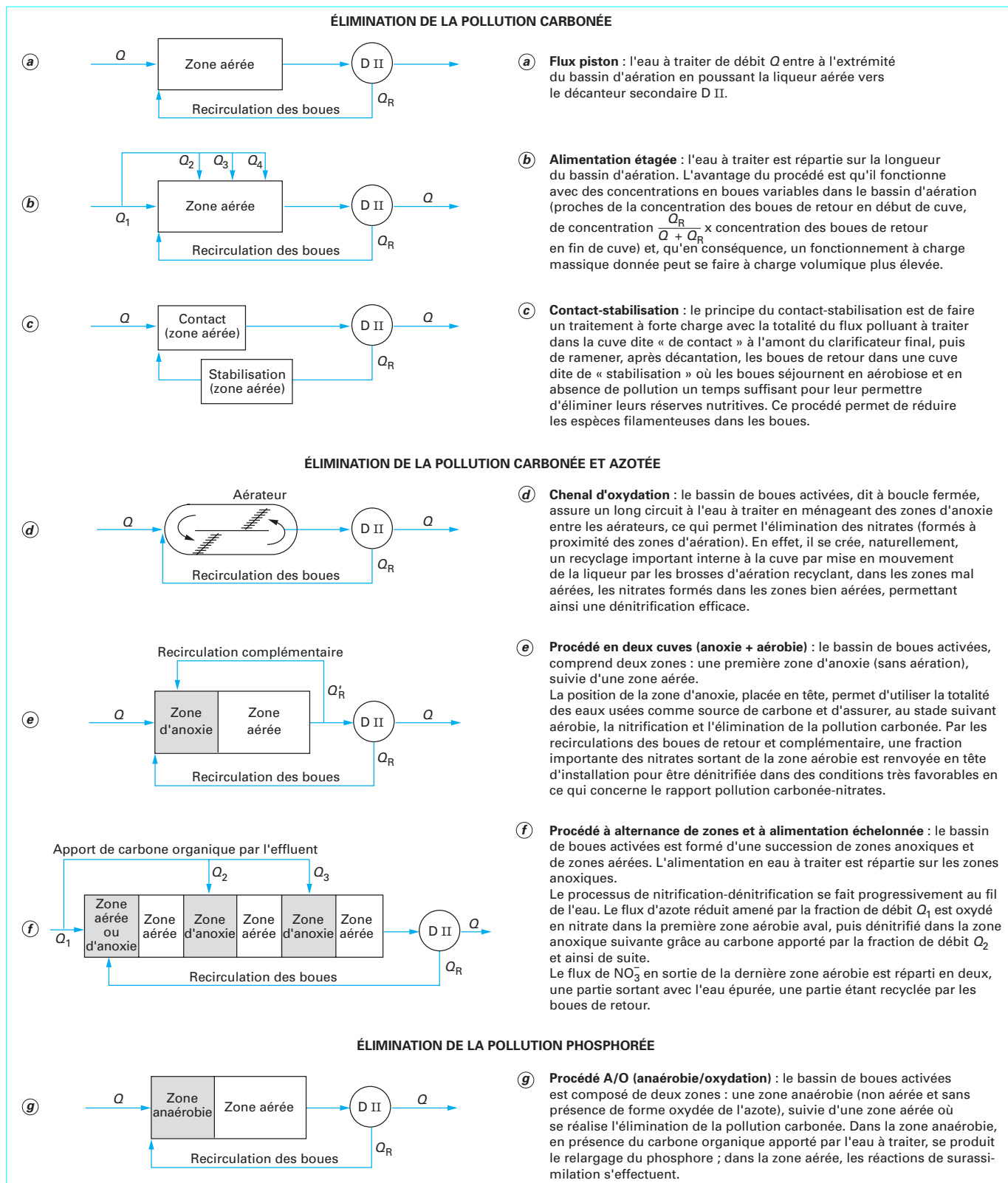


Figure 12 – Boues activées : schémas de différents procédés

Tableau 3 – Classement des procédés par boues activées

Caractéristiques	Aération prolongée	Faible charge	Moyenne charge	Forte charge	Très forte charge
Charge massique [kg DBO ₅ / (kg MEST · j)]	< 0,08	0,08 à 0,25	0,25 à 0,5	0,5 à 1	> 1
Charge volumique [kg DBO ₅ / (m ³ · j)]	< 0,32	< 0,4	0,8 à 1	1 à 1,5	> 5
Âge des boues (j)	> 18	13 à 18	3 à 7	1 à 3	0,3 à 0,7
Concentration des boues (kg/m ³)	4 à 6	3 à 5	3 à 4	2 à 3	< 3
Rendement d'élimination de la DBO ₅	> 90 % nitrification possible	90 % nitrification possible	80 à 90 %	< 80 %	

Tableau 4 – Valeurs de a_m (augmentation de la biomasse par élimination de la DBO₅) et b (diminution de la biomasse par respiration endogène) en fonction du type de traitement par boues activées

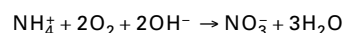
Type de traitement	a _m	b
Faible charge	0,65	0,05
Moyenne charge	0,6	0,07
Forte charge	0,55	1,00

Tableau 5 – Valeurs de a' (besoin pour la synthèse de la biomasse) et b' (besoin pour la respiration) en fonction du type de traitement par boues activées

Type de traitement	a'	b'
Faible charge	0,65	0,065
Moyenne charge	0,60	0,08
Forte charge	0,55	0,12

● **Besoins pour l'oxydation de l'azote**

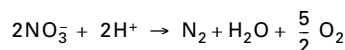
La réaction de nitrification s'écrit :



Pour transformer 1 mg d'azote de NH₄⁺ en NO₃⁻, il faut 4,57 mg d'O₂.

● **Restitution d'oxygène par la dénitrification**

La réaction de dénitrification s'écrit :



La transformation de 1 mg de NO₃⁻ en N₂ apporte 2,86 mg d'O₂ utilisés pour l'élimination de la pollution carbonée.

■ **Modèles de simulation**

Le dimensionnement des boues activées se fait de plus en plus par l'utilisation de modèles de simulation. La représentation des phénomènes biologiques et les calculs sont souvent issus de modèles mathématiques tel celui développé par le groupe de travail de l'IAWPRC (*International Association Water Pollution Research and Control*).

Dans ce modèle, le paramètre de base des calculs est la DCO. En effet, la DBO₅ ne représente qu'une partie de la dégradabilité de l'effluent. Cette DCO est divisée en différents compartiments : DCO soluble, particulaire, dégradable, non dégradable. Le modèle réalise alors un bilan matière infallible :

$$DCO \text{ entrée} = DCO \text{ sortie} + DCO \text{ des boues produites} + \text{oxygène consommé}$$

Les processus biologiques sont modélisés par des équations de type Monod. Cette méthode de dimensionnement est différente des méthodes classiques, mais les logiciels informatiques développés à partir de tels modèles permettent d'ajuster le dimensionnement à la spécificité de l'eau à traiter. De plus, ils permettent de prendre en compte le facteur température qui joue un rôle important dans les cinétiques de réactions biologiques.

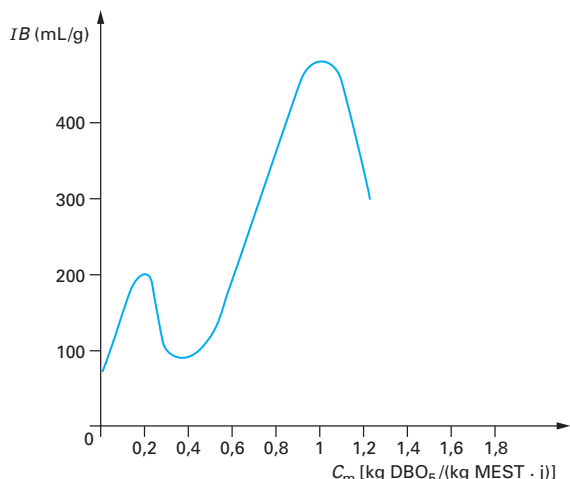


Figure 13 – Indice de boue IB en fonction de la charge massique Cm pour des eaux domestiques

■ **Besoins théoriques en oxygène**

● **Besoins pour l'oxydation des matières carbonées**

$$O_2 \text{ théorique (kg/j)} = a' S_e + b' X$$

Les coefficients a' et b' dépendent des caractéristiques de l'effluent et de la charge. Le tableau 5 donne les valeurs utilisées pour des eaux urbaines à différentes charges de fonctionnement des boues activées.

Le logiciel de dimensionnement SIMBA (Simulation Boues Activées), mis au point par Anjou Recherche et OTV, est un exemple de logiciel développé à partir du modèle de l'IAWPRC.

SIMBA est un modèle déterministe qui définit, à partir des caractéristiques spécifiques de l'effluent et des conditions opératoires (âge des boues, température...), les caractéristiques de la boue activée et, en conséquence, celles de l'effluent traité.

Les réactions biologiques sont réalisées par l'intermédiaire de deux biomasses pouvant cohabiter au sein d'une même boue activée : une biomasse hétérotrophe pour l'élimination de la pollution organique, une biomasse autotrophe pour la nitrification ; la dénitrification y est traitée comme un fonctionnement particulier de la biomasse hétérotrophe.

Les processus biologiques sont modélisés par des équations de type Monod. Les calculs sont basés sur l'activité bactérienne en utilisant des relations quantitatives, substrat directement assimilable par biomasse via les taux de croissance et de mortalité des bactéries concernées.

La pollution (pour tous les paramètres) est scindée en diverses fractions, directement, lentement et non biodégradable, soluble ou particulaire.

Le substrat directement dégradable est seul utilisable par la biomasse, les autres formes devant, au préalable, subir une hydrolyse en fonction des conditions opératoires (âge des boues, température, concentration en O₂ dissous...) générant des conditions favorables ou limitantes au développement des espèces. Un bilan précis d'équilibre est établi, donnant les résiduels de pollution (dégradable ou non dégradable), les concentrations en biomasses actives hétérotrophe et autotrophe, les concentrations en matières inertes issues de la réaction biologique (résidu cellulaire) et celles dues à l'accumulation des matières non biodégradables apportées par l'effluent. Le modèle en déduit les cinétiques d'élimination des divers polluants.

La biomasse hétérotrophe, via un rendement de conversion, élimine de la DCO dégradable, consomme de l'oxygène et génère de la biomasse qui titre elle-même en DCO particulaire.

Un bilan matière précis est réalisé sur tous les paramètres de la pollution. Ce bilan final est à la fois fonction des caractéristiques spécifiques de l'effluent et des conditions opératoires.

Le bassin de boues activées est traité comme une succession de cuves en nombre ajustable, chaque cuve pouvant recevoir une fraction du débit et de la recirculation. Le niveau d'oxygène dissous est, de plus, réglable par cuve. Cette organisation permet de pouvoir simuler toutes les configurations possibles de bassins (mélange intégral, flux piston, contact-stabilisation, alimentation échelonnée, zones d'anoxie, etc.) et d'en définir le fonctionnement d'équilibre spécifique.

Les calculs complexes et précis de SIMBA ne peuvent être menés à terme que par itérations successives.

2.4.5.4 Aération des bassins

L'apport d'oxygène dans une eau résiduaire se fait au moyen de systèmes d'aération de conceptions diverses. La vitesse de dissolution de O₂ dans l'eau est proportionnelle au gradient de concentration C_s - C_x et à un coefficient de transfert K_{La} qui tient compte de l'équipement d'aération, de la géométrie du bassin, du débit de gaz et de la profondeur d'insufflation :

$$\frac{dC}{dt} = K_{La} (C'_s - C'_x)$$

avec C'_s (mg/L) concentration en oxygène dans l'eau usée quand on arrive à la saturation,

C'_x (mg/L) concentration dans l'eau usée au temps t,

la notion « prime » étant affectée aux eaux usées.

Pour l'utilisation technique, on a précisé la capacité d'oxygénation (CO) d'un système comme étant la quantité d'oxygène fourni en une heure à une eau propre, à teneur en oxygène constante et nulle à 10 °C et sous 1 bar (760 mm Hg).

$$CO = K_{La} C_s$$

K_{La} est un coefficient expérimental. Il se détermine par la méthode de l'état instable, l'eau étant désoxygénée au départ par du sulfite de sodium en présence de sulfate de cobalt agissant comme catalyseur. On calcule ensuite les différents taux de transfert, d'après les mesures de l'oxygène dissous, au moyen de prélèvements effectués dans tous les azimuts à intervalles déterminés, jusqu'à ce que ce taux atteigne environ la moitié de la saturation dans les conditions de l'expérience.

La capacité d'oxygénation varie très peu en fonction de la température, car les coefficients K_{La} et C_s varient en sens inverse.

Dans l'aération de la liqueur mixte d'un bassin d'aération, il faut tenir compte de l'utilisation de l'oxygène par les boues activées (O₂ théorique en kg) et écrire :

$$\frac{dC}{dt} = K_{La} (C'_s - C'_x) - D$$

avec t temps,
D demande en oxygène ; c'est le déficit qui résulte de la consommation d'oxygène par les boues.

Lorsque l'équilibre est atteint :

$$K_{La} (C'_s - C'_x) = D$$

$$K_{La} C_s = \frac{DC_s}{(C'_s - C'_x)}$$

Les correctifs suivants sont à appliquer lorsque l'on passe en eau usée :

$$\frac{K'_{La}}{K_{La}} = \alpha \quad \text{et} \quad \frac{C'_s}{C_s} = \beta$$

La capacité d'oxygénation à prévoir sera donc telle que :

$$D = K \cdot CO$$

$$\text{avec } K = \frac{\alpha \beta \gamma (C_s - C)}{C_{s10}} \times \frac{p}{p_0}$$

α coefficient fonction de la nature physico-chimique des eaux et du mode d'aération (tableau 6),

β coefficient qui dépend de la salinité des eaux mais aussi, dans une plus large mesure, des différentes impuretés contenues dans ces eaux (tableau 6),

γ = 1,02^{T-10} est un coefficient de diffusion qui tient compte de la température (tableau 7),

p/p₀ rapport entre la pression à l'altitude de la station et la pression au niveau de la mer (tableau 8),

C concentration en oxygène dissous à maintenir dans la cuve,

C_s concentration à saturation à la température où l'on opère (tableau 7),

C_{s10} concentration à saturation dans l'eau à 10 °C.

Tableau 6 – Valeurs de α et β pour les différents types de traitement par boues activées

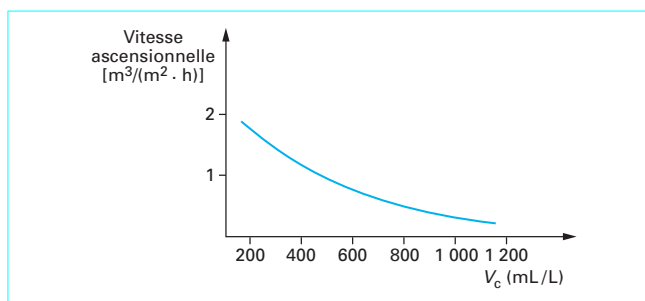
Type de traitement	α	β
Faible charge	0,95	0,97
Moyenne charge	0,9 à 0,95	0,95
Forte charge	0,8	0,95

Tableau 7 – Saturation de l'eau en oxygène et coefficient de diffusion γ en fonction de la température

Température T (°C)	Concentration à saturation C_s de l'oxygène dans l'eau à 1013 mbar (g/m ³)	Coefficient de diffusion γ
5	12,74	0,906
6	12,42	0,924
7	12,11	0,942
8	11,81	0,961
9	11,53	0,980
10	11,26	1,000
11	11,01	1,02
12	10,77	1,04
13	10,53	1,061
14	10,30	1,082
15	10,08	1,104
16	9,86	1,126
17	9,66	1,149
18	9,46	1,173
19	9,27	1,195
20	9,08	1,219
21	8,90	1,244
22	8,73	1,268
23	8,57	1,294
24	8,41	1,320
25	8,25	1,346

Tableau 8 – Valeurs du rapport p/p_0 pour différentes altitudes

Altitude (m)	p/p_0
0	1
500	0,939
1 000	0,882
1 500	0,829
2 000	0,779


Figure 14 – Vitesse ascensionnelle admissible par un clarificateur à flux vertical en fonction du volume corrigé V_c

Le constructeur connaît les caractéristiques de ses équipements.

Dans le cas d'insufflation d'air, il déterminera, pour obtenir la capacité d'oxygénation caractéristique de l'eau, le débit d'air en m³/h par m³ de bassin et le rendement de transfert en oxygène dissous. Dans le cas d'un aérateur de surface, il calculera, en fonction du couple bassin-aérateur, l'apport horaire nominal (AH), c'est-à-dire le produit $CO \times V$ (volume du bassin) et choisira son aérateur en conséquence.

2.4.5.5 Clarification

Le clarificateur est un ouvrage qui permet la séparation du floc biologique et de l'eau épurée. L'eau épurée est évacuée en surverse par goulotte alors que les boues sont récupérées au fond de l'ouvrage pour être recirculées dans le bassin de boues activées et, pour une partie (boues en excès), envoyées au traitement des boues.

■ Clarificateur classique

La charge hydraulique superficielle [$m^3/(m^2 \cdot h)$], plus communément appelée « vitesse ascensionnelle », est la caractéristique principale d'un clarificateur vis-à-vis du débit qu'il est capable de traiter.

Cette vitesse ascensionnelle est déterminée par la qualité des boues et plus particulièrement par le « volume corrigé ».

Le volume corrigé V_c tient compte à la fois de la décantabilité des boues et de leur concentration :

$$V_c \text{ (mL/L)} = IB \times C_b$$

avec IB (mL/g) indice de boue, défini au paragraphe 2.4.5.3,

C_b (g/L) concentration des boues.

La figure 14 donne la courbe de la charge superficielle (ou vitesse ascensionnelle) admissible par un clarificateur à flux vertical en fonction du volume corrigé.

Pour les types de boues activées utilisées, cela détermine, pour le traitement d'un effluent domestique, les vitesses ascensionnelles suivantes :

Type de traitement	Aération prolongée	Moyenne charge	Très forte charge
Vitesse ascensionnelle sur le débit de pointe (m/h)	0,6 à 0,8	1,0 à 1,25	1,2 à 1,5

Pour assurer la présence d'une zone d'eau clarifiée en surface, une sédimentation et un épaissement des boues correctes, une

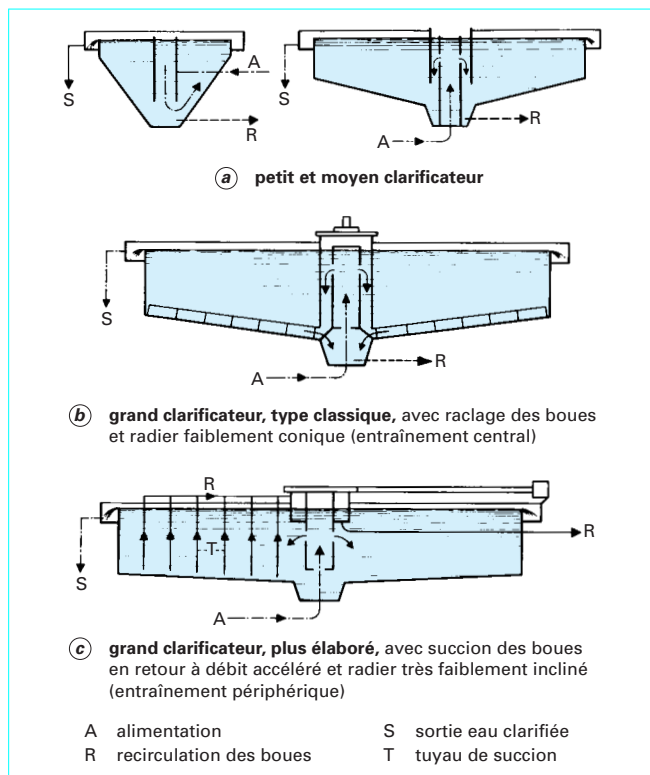


Figure 15 - Clarificateurs secondaires

profondeur de 2 à 3,5 m à la périphérie de l'ouvrage est nécessaire, fonction du diamètre de l'ouvrage.

La figure 15 donne le schéma de divers types de clarificateurs avec soutirage des boues par gravité, par raclage et par succion.

■ Clarificateur lamellaire

Le principe et la technologie du décanteur primaire lamellaire sont appliqués mais aménagés à la clarification : espacement entre lamelles augmenté, vitesses d'alimentation diminuées...

Les vitesses de Hazen appliquées (débit d'alimentation/surface totale projetée) sont, tout comme pour la clarification classique, fonction de l'indice de boue et de la concentration des boues.

L'extraction des boues se réalise par l'intermédiaire de trémies ou par succion.

2.4.6 Cultures fixées

Ce terme regroupe tous les procédés où la biomasse épuratrice est accrochée sur un support solide à travers lequel percole l'eau à traiter.

2.4.6.1 Lit bactérien

Le plus ancien procédé à biomasse fixée est le lit bactérien (figure 16). La biomasse est fixée sur un matériau de grosse granulométrie (3 à 8 cm) sur lequel percole l'effluent à traiter. L'air est transféré par diffusion à travers le film d'eau ruisselant à la surface du matériau. Une vitesse hydraulique suffisante, assurée par un recyclage d'eau traitée, permet l'évacuation des boues en excès qui sont séparées de l'effluent traité dans un ouvrage de décantation situé en aval.

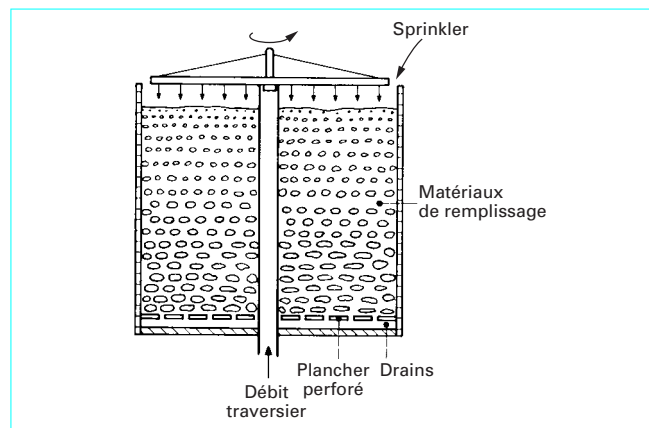


Figure 16 - Lit bactérien

Les charges volumiques appliquées sont de l'ordre de 0,8 kg DBO₅/(m³ · j) pour des rendements proches de 90 % sur la pollution carbonée.

2.4.6.2 Lit immergé fixe (biofiltre)

Ce procédé permet une concentration de la biomasse épuratrice par utilisation d'un milieu granulaire fin et l'apport d'oxygène par insufflation d'air. L'ouvrage de clarification est supprimé.

■ Principe

Les biofiltres se présentent comme des filtres garnis en matériau de granulométrie suffisamment faible pour obtenir un effet de filtration efficace. Le matériau sert simultanément de support à la biomasse fixée.

L'oxygène nécessaire à la biomasse pour la dégradation de la pollution est apporté par insufflation d'air dans le biofiltre.

Lors du fonctionnement, le biofiltre se colmate progressivement du fait du développement de la biomasse et des matières en suspension retenues. Des lavages périodiques sont donc nécessaires. Ils sont déclenchés par une horloge ou par une détection de perte de charge.

Ces lavages sont effectués habituellement la nuit, lors des creux de charges hydrauliques et polluantes.

Les lavages sont réalisés à l'air et à l'eau suivant différentes phases, l'eau de lavage est de l'eau épurée stockée dans une bache.

■ Intérêt

La technique des biofiltres permet de concentrer une biomasse active, ce qui accroît les cinétiques d'élimination de la pollution et élimine davantage de pollution par unité de volume. Cette compacité permet une emprise au sol faible, facilite la couverture et la désodorisation des ouvrages.

Les problèmes, liés à l'aptitude de la biomasse à la décantation (indice de boue) qui s'avère un paramètre limitant et déterminant pour la quantité de biomasse présente dans une cuve de boues actives, sont éliminés.

■ Domaine d'application

Les biofiltres se placent après une décantation primaire (traitement secondaire) ou après un traitement biologique type boues actives (traitement tertiaire) pour réaliser le traitement suivant :

- élimination des seules matières en suspension et matières oxydables (en traitement secondaire) ;
- élimination des matières en suspension, matières oxydables plus nitrification (en traitement secondaire) ;

- élimination des matières en suspension, matières oxydables, nitrification-dénitrification (en traitement secondaire) ;
- nitrification seule (en traitement tertiaire) ;
- dénitrification seule avec ajout d'une source carbonée (en traitement tertiaire).

Technologie et dimensionnement

Les procédés biofiltres existant actuellement varient par la nature et la granulométrie du support, la technologie du transfert d'air, le sens de filtration, le mode de lavage.

Les premiers biofiltres conçus ont mis en œuvre des matériaux naturels (du type argile, schiste expansé...) de densité par rapport à l'eau comprise entre 1,5 et 2.

De ce fait, le lit granulaire (1 à 4 m de hauteur) repose sur un plancher crépiné et l'alimentation de l'eau à traiter est réalisée soit à flux descendant [procédé *Biocarbone*[®] (OTV) (figure 17)], soit à flux ascendant [procédé *Biofor*[®] (Degrémont), (figure 18)].

La granulométrie du matériau est comprise entre 2 et 6 mm suivant le niveau de traitement recherché.

Pour l'élimination de la pollution carbonée, les charges volumiques appliquées sont comprises entre 2,5 et 3,5 kg DBO₅/m³ de matériau par jour.

La nitrification seule est réalisée pour des charges de DBO₅ plus faibles [1,5 à 2,5 kg DBO₅/(m³ · j)] et des charges en azote comprises entre 0,4 et 0,6 kg NH₄/(m³ · j).

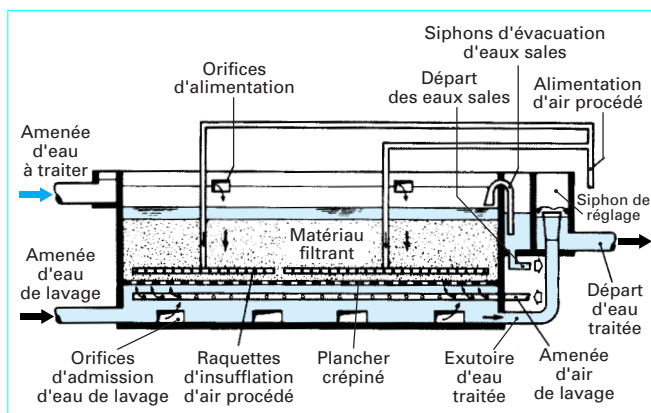


Figure 17 – Biofiltre à flux descendant *Biocarbone*[®] (Degrémont)

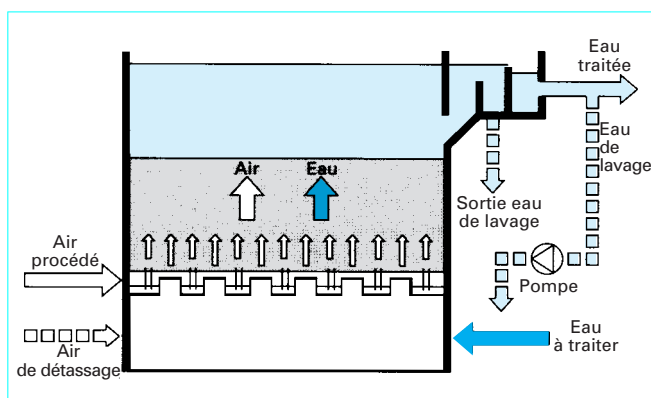
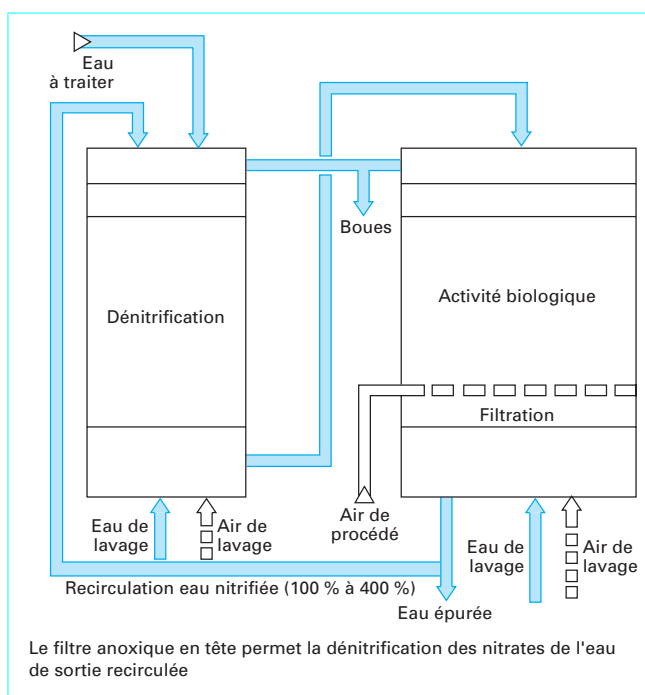


Figure 18 – Biofiltre à flux ascendant *Biofor*[®] (Degrémont)



Le filtre anoxique en tête permet la dénitrification des nitrates de l'eau de sortie recirculée

Figure 19 – Procédé *Biocarbone*[®] (OTV) pour réaliser la nitrification-dénitrification

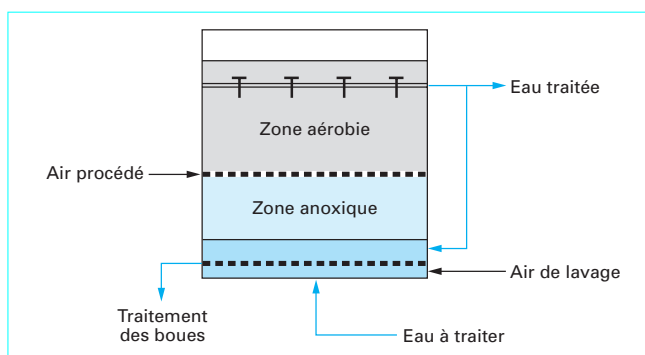


Figure 20 – Procédé *Biostyr*[®] (OTV) en nitrification-dénitrification

Il est possible de réaliser la nitrification-dénitrification en associant un filtre anoxique qui assure la phase de dénitrification (figure 19).

Le procédé *Biostyr*[®], plus récent (développé par OTV), met en œuvre un support granulaire synthétique flottant sous forme de billes de polystyrène expansé. Il est souvent utilisé spécifiquement pour l'élimination de l'azote total en un seul réacteur par la mise en place d'une zone anoxique et d'une zone aérée au sein d'une même cellule (figure 20).

L'eau à traiter circule dans le sens ascendant, elle traverse successivement la zone anoxique puis la zone aérée séparée de la première par la rampe d'air procédé.

Un plafond de dalles crépinées assure le maintien du matériau. L'eau de lavage est stockée au-dessus des filtres et l'évacuation des boues se fait par simple chasse hydrostatique.

Le débit de recyclage de l'eau filtrée pour ramener les nitrates au niveau de la zone anoxique varie entre 100 et 400 % du débit d'eau traitée.

Ce procédé peut également être utilisé en nitrification tertiaire, la rampe d'air de lavage sert alors également de rampe d'air procédé.

Du fait d'une granulométrie et d'une qualité de matériau parfaitement maîtrisées, les rendements d'élimination de l'azote sont améliorés.

Les charges volumiques appliquées pour atteindre les niveaux NGL (cf. tableau 1) sont de l'ordre de 0,8 à 1 kg de NH₄/(m³ · j).

Plus récemment a été développé un biofiltre permettant de s'affranchir du décanteur primaire et traitant directement les effluents bruts. Il s'agit du procédé **B2A**[®] (OTV). Ce procédé se singularise par le fait qu'il accepte une eau brute simplement tamisée et qu'il traite ainsi la pollution carbonée, la pollution azotée et, si nécessaire, phosphorée. Il peut combiner en un seul réacteur, l'élimination du carbone, la nitrification et la dénitrification par voie biologique. Le carbone nécessaire à la dénitrification est amené par l'eau brute.

Le filtre (figure 21) se présente comme un réacteur garni de plusieurs couches de matériau (hauteur totale 3 à 4 m) dont l'alimentation en eau se fait de bas en haut à cocourant de l'air. L'air peut être insufflé à différents niveaux en fonction de l'utilisation recherchée. Ce biofiltre est équipé d'un plancher spécial afin qu'aucune crêpine ne soit en contact avec de l'eau à traiter. Les matériaux supports utilisés le plus souvent sont du gravier, du sable et du *Biodagène*.

Nota : *Biodagène* : roche volcanique à base de schiste constituée d'une structure alvéolaire.

En raison des différents couches de granulométrie présentes dans le biofiltre, le décanteur primaire et le clarificateur sont supprimés. Les couches qui se colmatent en premier sont les couches de granulométries les plus grosses, ce qui permet d'allonger significativement les durées de cycle. Des lavages périodiques sont réalisés par chasse puis envoi d'air et d'eau. L'air et l'eau sont introduits à la base du filtre.

En élimination de la pollution carbonée, la charge appliquée peut s'élever jusqu'à 25 kg DCO/(m³ · j). La vitesse de passage peut aller jusqu'à 10 m/h. Pour un effluent brut à 600 mg/L de DCO, on obtient un effluent traité titrant moins de 90 mg/L de DCO pour une charge appliquée égale à 15 kg DCO/(m³ · j).

En nitrification primaire et dénitrification, la charge appliquée peut s'élever à 1 kg d'azote NH₄/(m³ · j) à 14 °C.

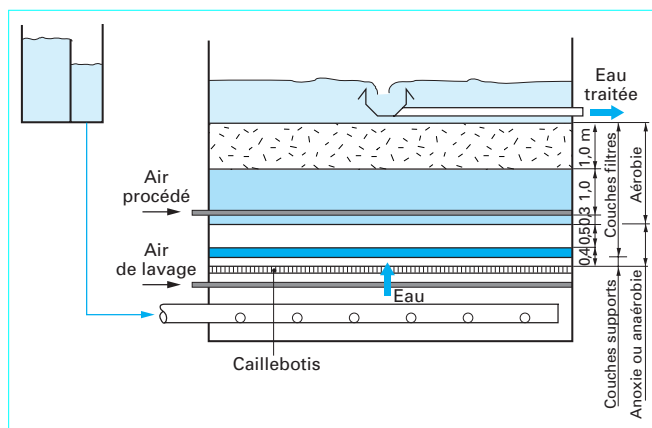


Figure 21 – Procédé **B2A**[®] (OTV)

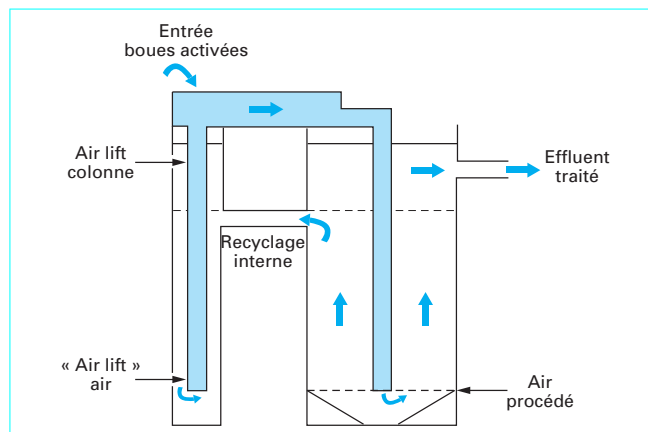


Figure 22 – Schéma de principe du **Biolift**[®] (OTV)

2.4.6.3 Lits fluidisés

Le procédé **Biolift**[®] (OTV) présente un exemple de lit fluidisé biologique (figure 22). Le matériau support est maintenu en suspension dans le réacteur par une vitesse ascendante constante du fluide interstitiel.

Cette fluidisation est assurée par un dispositif de type *air lift* extérieur au réacteur proprement dit. L'*air lift* crée une recirculation intense qui, augmenté du débit de l'influent, représente le flux ascendant nécessaire à la fluidisation.

L'air ainsi injecté appelé *air moteur* a plusieurs rôles :

- il participe à l'oxygénation du milieu ;
- il assure la maîtrise du développement du biofilm et de la biomasse fixée par une action de nettoyage en continu des grains.

L'équilibre biologique du réacteur repose sur une autorégulation par recirculation dans l'*air lift* des particules les plus légères, celles dont le film biologique s'est développé de façon trop conséquente. Ces particules sont débarrassées de l'excès de biomasse grâce à la turbulence et au brassage intense, puis recyclées gravitairement dans le réacteur.

Le niveau de turbulence élevé qui caractérise les réacteurs dans lesquels on maintient en suspension le matériau, en présence d'air, favorise les fonctions de transfert dans le fluide interstitiel et dans le biofilm présent sur les grains du matériau.

La présence de biofilm sur un matériau de très faible granulométrie (quelques centaines de micromètres) en forte quantité (10 à 20 % en volume) représente une surface spécifique d'accrochage bactérien considérable (10 000 à 12 000 m²/m³ de matériau soit 1 100 à 2 700 m²/m³ de réacteur).

Les fortes capacités de nitrification couplées à un réacteur de hauteur élevée amènent à des solutions compactes, seul recours parfois pour réhabiliter des stations se retrouvant en milieu urbain.

Le réacteur à lit fluidisé est intercalé entre la cuve de boues activées transformée (en totalité ou en partie) en zone anoxique et le clarificateur existant.

■ Procédé **SESSIL-Contact**[®] (Stereau)

Le *Sessil* se compose d'un ensemble de rubans en polyéthylène qui sont suspendus à une grille en bois imputrescible directement fixée sous la répartition de l'eau à épurer (sprinkler).

La surface spécifique des rubans est entre 100 et 300 m²/m³ installé. L'utilisation en tête de filière d'un bioréacteur *Sessil* a pour objectif l'abattement de 60 à 70 % de la DBO₅ avant un traitement complémentaire.

■ Lit flottant circulant *Turbo N*® (Degrémont)

Le principe consiste en la séparation verticale du réacteur en deux zones aérée et non aérée, l'introduction d'un support flottant (densité inférieure à celle de l'eau) à faible granulométrie (0,5 à 5 mm) et l'induction d'une circulation ordonnée des trois phases par l'injection de gaz.

Les charges appliquées en nitrification tertiaire sont de 0,5 à 2,5 kg d'azote-NH₄/(m³ · j) et en nitrification secondaire entre 0,15 et 0,7 kg d'azote-NH₄/(m³ · j).

La charge organique appliquée en nitrification secondaire est de 1,2 à 4 kg DCO/(m³ · j).

Ce procédé permet un autocontrôle de l'épaisseur et de l'activité du biofilm constitué principalement de biomasse bactérienne. Pendant le fonctionnement en traitement secondaire, la population nitrifiante reste un constituant important du biofilm (jusqu'à 22 % de la masse bactérienne).

2.4.7 Procédés à membrane

■ Le **principe de fonctionnement** des bioréacteurs à membrane est basé sur le couplage de deux opérations intimement liées :

- un traitement biologique pour dégrader la pollution ;
- un traitement physique de séparation par membranes d'ultrafiltration ou de microfiltration.

Dans le réacteur biologique, les micro-organismes sont essentiellement des bactéries qui transforment la pollution en gaz (CO₂ et N₂) et en biomasse.

L'eau issue des réacteurs à membrane est toujours parfaitement désinfectée et de qualité constante, les membranes constituant une barrière physique pour les matières en suspension, les bactéries et les virus.

Les premières générations de bioréacteurs à membrane mettent en œuvre des membranes tubulaires organiques ou inorganiques placées dans des boucles externes de recirculation. La biomasse est pompée à grande vitesse dans ces boucles (3 à 6 m/s) de façon à ralentir le colmatage des membranes et à réduire la fréquence des lavages chimiques.

Les bioréacteurs à membranes immergées sont plus récents par souci de simplifier la mise en œuvre de ces systèmes et de réduire leurs coûts de fonctionnement. Dans cette nouvelle configuration, les membranes sont directement immergées dans les cuves contenant les boues activées et le perméat est soutiré par aspiration.

■ *Biosep*® (OTV)

Le procédé *Biosep*® associe, au traitement conventionnel par boues activées, les techniques de filtration membranaire (figure 23). Les membranes sont de type « fibres creuses », leur seuil de coupe pure est situé à la frontière de l'ultra et de la microfiltration. Les fibres sont agencées en modules qui peuvent eux-mêmes être assemblés pour former une cassette. Ce sont ces cassettes de filtration qui sont immergées directement dans la cuve biologique (figure 23 c). Ainsi, les membranes immergées directement dans la boue activée assurent la séparation liquide/solide par filtration en aspiration sous faible pression (< 0,5 bar) indépendamment des qualités physiques de la boue (figure 24).

Elles viennent en remplacement du clarificateur supprimant ainsi les contraintes de décantabilité liées à la boue.

L'effluent directement épuré est extrait de la liqueur mixte par aspiration, dans un sens externe-interne. Les membranes permettent une rétention absolue de la biomasse à l'intérieur du système et donc la maîtrise de l'âge de la boue. Le maintien des performances hydrauliques est assuré d'une part par une agitation des membranes par l'air, ce qui permet de renouveler la liqueur mixte à leur surface et empêche la formation d'un dépôt de boues ; d'autre part, par des rétrolavages réguliers (figure 25), c'est-à-dire une injection d'air dans le sens inverse de la filtration d'eau.

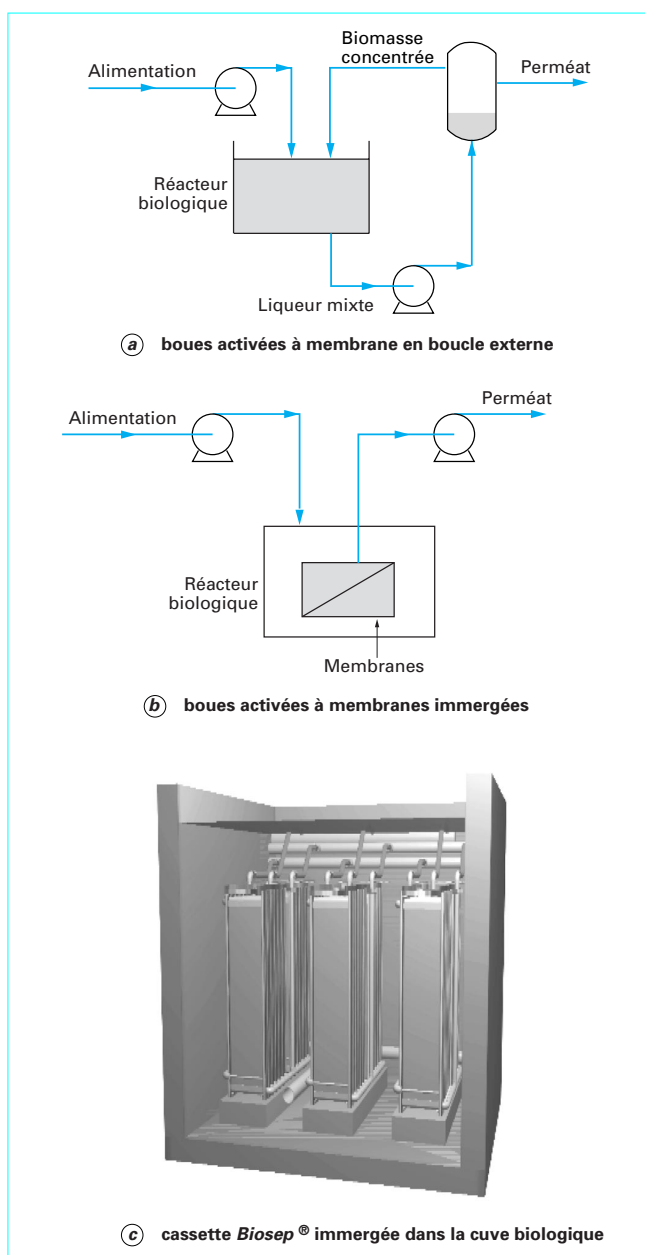


Figure 23 – Procédé *Biosep*® (OTV)

Ainsi, avec des fortes concentrations en biomasse (15 à 30 g/L) au sein du bassin de boues activées, les cinétiques de réaction sont beaucoup plus rapides et conduisent à des temps de séjour hydrauliques plus courts. La séparation des boues par le procédé *Biosep* [flux hydraulique ≈ 35 L/(m² · h)] permet un recyclage important des boues dans le bassin d'aération et également de rejeter un effluent dépourvu de matières en suspension et contenant de très faibles concentrations en micro-organismes.

Par ailleurs, l'âge élevé des boues qui résulte de ce procédé favorise le développement de bactéries à faible taux de croissance comme les bactéries nitrifiantes et explique les performances élevées en matière d'élimination de l'azote ammoniacal.

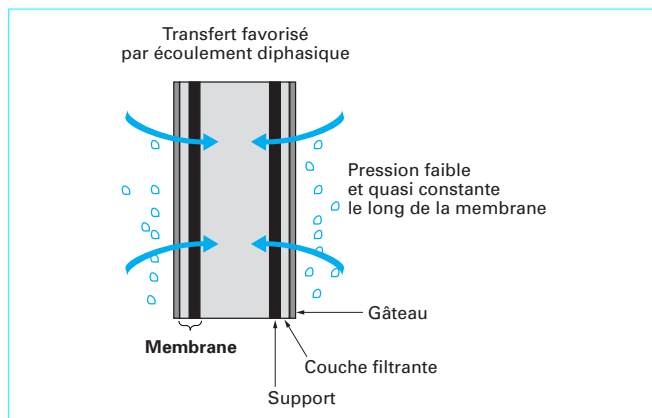


Figure 24 – Mode filtration Biosep® (OTV)

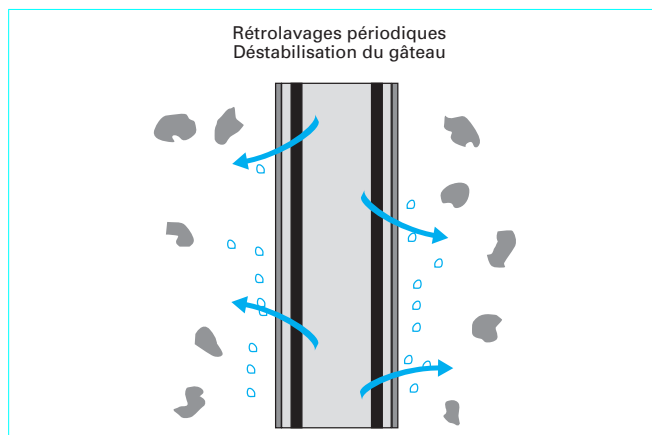


Figure 25 – Mode rétrolavage Biosep®

Ce procédé permet d'associer de fortes charges à moyennes charges volumiques [kg DCO/(m³ · j)] à de faibles charges massiques [kg DCO/kg (MS/j)] conduisant à des systèmes compacts produisant peu de boues et offrant une épuration poussée.

L'eau traitée, exempte de matières en suspension, est de bonne qualité bactériologique, la présence de membranes assurant une désinfection physique de l'effluent.

Il est tout à fait possible d'envisager un recyclage direct de l'eau traitée pour des besoins d'irrigation ou de nettoyage par exemple.

L'épuration est très poussée, la DCO résiduelle observée est très proche de la DCO non biodégradable dite DCO dure ou ultime.

■ Procédé BRM® (Degrémont)

L'eau alimentant le réacteur subit au préalable un dégrillage, un dessablage-déshuilage.

Elle est ensuite introduite dans le réacteur où elle est mise en contact avec la biomasse. Le mélange est pompé vers la membrane. Le perméat est collecté puis envoyé dans la bache d'eau traitée alors que la biomasse est intégralement recyclée dans le bioréacteur (figure 26).

Le colmatage est contrôlé en appliquant des forces de cisaillement élevées à la surface des membranes, par l'intermédiaire de la pompe de circulation.

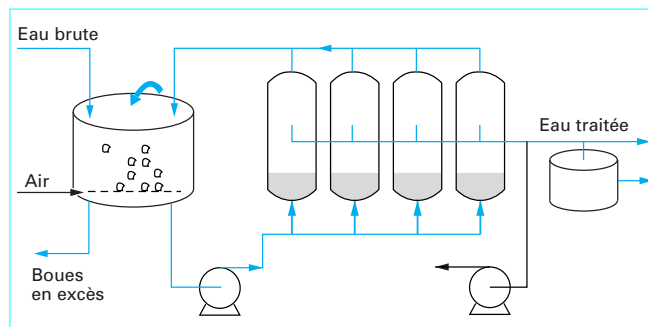


Figure 26 – Schéma de principe du procédé BRM® (Degrémont)

Le décolmatage est régulièrement assuré soit par rétrolavage, soit par un lavage chimique.

Dans ce procédé, la dissociation entre le temps de séjour hydraulique et celui de la biomasse permet de contrôler les réactions biologiques et d'assurer une souplesse, notamment en cas de variations de charges hydrauliques du système.

De plus, le contrôle de l'âge des boues est important pour favoriser le développement des micro-organismes à faible taux de croissance comme les bactéries nitrifiantes.

Les résultats obtenus sur les eaux usées de Villefranche donnent :

Paramètres	Eau brute	Eau traitée
DCO (mg/L)	770	< 30
DBO ₅ (mg/L)	385	< 5
NH ₄ (mg/L)	100	< 2
MES (mg/L)	580	0
Coliformes (1)	10 ⁵ UFC/mL	0 UFC/mL

(1) UFC : unit forming colony

2.4.8 Lagunage

■ Principe

Le lagunage naturel est un procédé rustique de traitement des eaux usées domestiques. Les effluents sont dirigés dans des bassins étanches, à l'air libre. Sous l'action du soleil, les algues photosynthétisent leur matière première en fournissant de l'oxygène à la population bactérienne.

La profondeur des lagunes naturelles est donc faible : de 1,2 à 0,4 m.

■ Dimensionnement

Une charge journalière de 50 kg DBO₅/(ha · j) est une base habituelle de dimensionnement. Cela correspond environ à 10 m² par habitant et à un temps de séjour de 50 à 60 j.

La teneur en matières en suspension de l'effluent traité varie de 50 à 150 mg/L. De ce fait, la DBO₅ totale d'un effluent urbain traité par lagunage est généralement supérieure à 50 mg/L.

2.5 Automatisation. Régulation

Les capteurs et analyseurs en continu sont de plus en plus utilisés pour réguler et contrôler le fonctionnement des installations de traitement des eaux usées.

L'aération peut être régulée par sonde à oxygène dissous ou encore mieux par potentiel redox pour réaliser la nitrification-dé-nitrification dans un seul bassin.

L'extraction des boues des bassins peut être générée par sonde de mesure des matières en suspension.

Pour protéger la biomasse épuratrice contre des effluents toxiques, un pHmètre ou, mieux, un capteur de toxicité par respirométrie peuvent être installés sur l'eau à traiter.

Sur les paramètres tels que débits, DCO, DBO₅, NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, des capteurs permettent de contrôler en continu la qualité ou la caractérisation de l'eau reçue (influent) et sa modification le long de la filière jusqu'au rejet (effluent).

À partir des mesures délivrées par ces capteurs, des systèmes experts sont capables d'apporter une aide à la décision en temps réel en prenant en compte instantanément les variations de débit et de qualité d'eau, ainsi que les prévisions sur les mêmes valeurs et sur les différentes stratégies possibles pour obtenir le meilleur résultat au meilleur coût en fonction des possibilités de chaque étape de traitement.

2.6 Traitement des boues

2.6.1 Problématique des boues

Tout traitement d'épuration conduit à la production de déchets. Ceux-ci sont collectés :

- au niveau du prétraitement : refus de dégrillage, déchets du dégraissage et du dessablage ;
- au niveau des décanteurs primaires, secondaires, voire tertiaires : il s'agit des boues.

En volume comme en nuisance, les boues constituent les principaux déchets à traiter sur une station d'épuration. En effet, les nouvelles lois sur l'eau promulguées par les parlements européens et exprimées en droit français par le décret du 3 juin 1994 se traduisent simultanément par une densification du traitement des eaux et par un niveau poussé d'épuration. C'est donc une masse de plus en plus importante qu'il convient de traiter, suite à l'amélioration de la collecte des eaux usées, à l'augmentation des rendements et à l'accroissement de la quantité de boues produites, notamment à cause de la déphosphatation.

Dans l'Union européenne, les boues sont évacuées :

- en agriculture ou en sylviculture ;

- vers une décharge ou un centre de stockage contrôlé ;
- vers un incinérateur à boues ou à déchets ménagers ;
- vers le milieu marin pour certains états membres, mais cette pratique est condamnée à court terme.

Le tableau 9 indique les productions et dévolutions respectives des boues en France et dans l'Union européenne.

La France, de par ses traditions et sa géographie, a opté pour une valorisation agricole importante de ses boues.

Cependant, cette dévolution ne concerne qu'environ 1 % de la surface agricole utile. Par suite de raccordements industriels, les boues sont parfois contaminées par des substances nocives pour la santé ou l'environnement telles que des métaux lourds (mercure, cadmium, plomb...), des micropolluants organiques (polychlorobenzènes, hydrocarbures aromatiques polycycliques...) ou des germes pathogènes.

C'est pourquoi les États se dotent de législations protégeant leurs ressources agricoles. En France, le décret du 8 décembre 1997 accompagné de l'arrêté du 8 janvier 1998 fixe des niveaux sévères sur les micropolluants et oblige la collectivité à un suivi rigoureux de l'épandage qui doit prouver son innocuité et son utilité. En cas d'élimination thermique, la norme européenne concernant l'incinération des déchets ménagers impose des seuils stricts sur les rejets atmosphériques de métaux lourds, de gaz acides, de NO_x et de dioxines. Enfin, la mise en centre de stockage, précisée par l'arrêté du 9 septembre 1997, est également soumise à des conditions d'admission et de suivi rigoureux (traitement des lixiviats et du biogaz).

L'objectif du producteur de boues confronté à l'épandage est donc d'obtenir une boue de qualité « produit », même si celle-ci demeure au sens du législateur un déchet. La boue traitée devra donc présenter une ou plusieurs des propriétés suivantes :

- un **état stabilisé** objectivement apprécié par un critère lié à son aptitude à générer des nuisances olfactives, l'appréciation subjective ne pouvant tenir lieu de critère de mesure ;
- un **état hygiénisé** mesuré par un niveau de contamination en germes types (entérovirus, salmonelles, œufs d'helminthes) ;
- une **texture solide** permettant sa tenue en tas à 30 °C en vue d'un entreposage sur site ou en bout de champ.

Bien entendu, à côté de l'objectif Qualité, il convient de minimiser la quantité de boues produites. Il faut noter qu'une dévolution autre qu'agricole ne soustrait pas totalement à ces obligations : la mise en centre de stockage de déchets ménagers impose une siccité minimale de 30 % et une filière incinération est très souvent suppléée par une filière de secours, ou peut imposer des durées de stockage importantes, notamment dans le cas d'une co-incinération sur un site extérieur.

2.6.2 Principales voies de traitement

Ces deux objectifs, qualitatif et quantitatif, seront obtenus en enchaînant des opérations unitaires de réduction de volume, de dégradation de la matière sèche ou de stabilisation.

Tableau 9 – Les boues en France et dans l'Union européenne

Pays	Production en 1992 (tMS/an)	Boue/équivalent raccordé (g)	Vers décharge (ou océan...)	Vers agriculture, sylviculture...	Vers incinération
France	870 000	82	27 %	58 %	15 %
Union européenne	7 400 000	78	47 %	42 %	11 %

(1) tMS : tonne de matières sèches.

Compte tenu de l'importance des opérations de concentration, la tMS est souvent retenue comme variable de dimensionnement et de suivi du traitement des boues.

Tableau 10 – Techniques de stabilisation

Voie	Effet	En phase liquide	En phase pâteuse
Biologique	dégrade les matières organiques selon un bioprocédé contrôlé	digestion anaérobie, stabilisation aérobie thermophile	compostage
Chimique	inhibe la dégradation incontrôlée (putride) des matières organiques	stabilisation aux sels de nitrites	chaulage
Physique	inhibe la dégradation incontrôlée (putride) des matières organiques		séchage
	détruit les matières organiques par oxydation thermique	oxydation par voie humide (OVH)	incinération

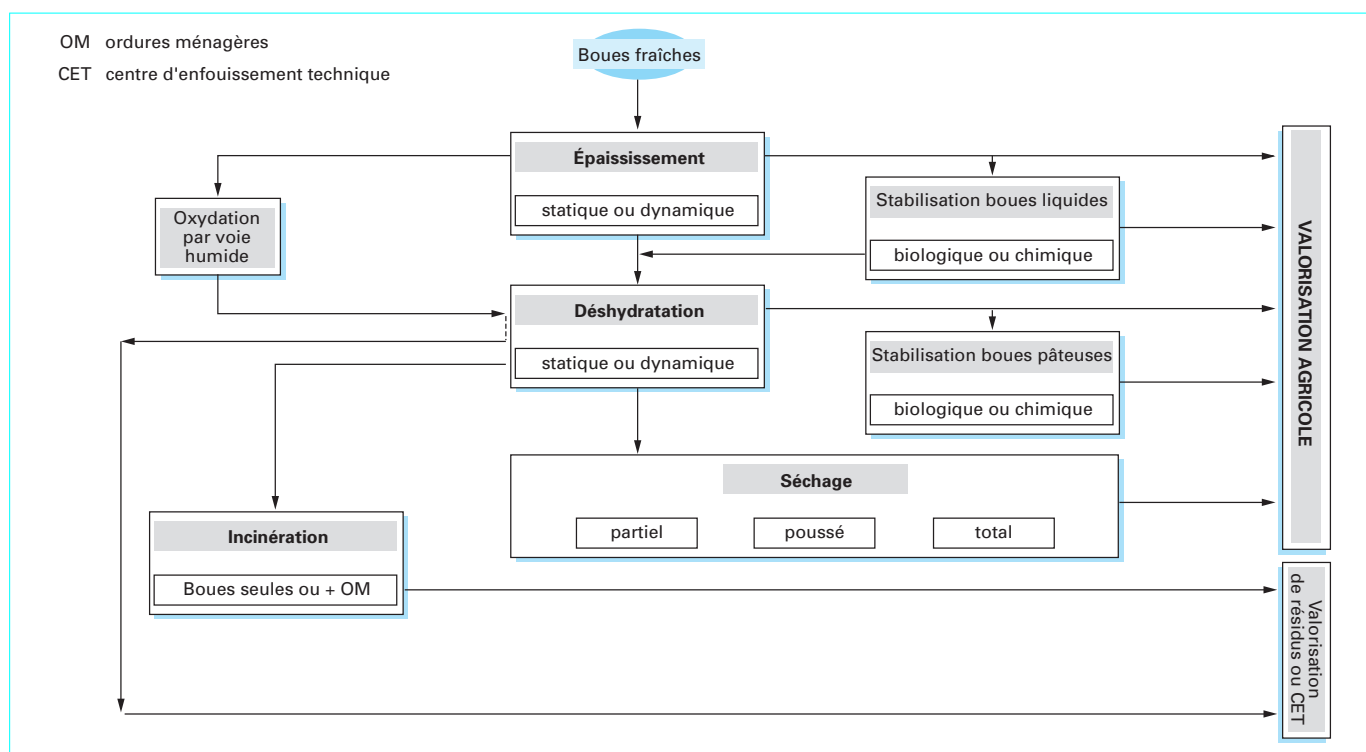


Figure 27 – Enchaînement des opérations unitaires du traitement des boues

La réduction de volume est classiquement obtenue à travers des opérations de séparation de phases liquide/solide par décantation, filtration ou évaporation rencontrées dans les techniques d'épauilissement, de déshydratation et de séchage thermique. La dégradation des matières organiques de la boue par des procédés biologiques (digestion, compostage) ou thermiques (incinération à 850 °C, oxydation par voie humide de boues liquides épauillées sous 45 bar à 250 °C) conduira également à un volume final moindre.

La stabilisation sera concrètement obtenue en ralentissant, voire en supprimant, la biodégradation putride des matières organiques de la boue, à travers différentes voies, biologique, chimique ou physique avant (phase liquide) ou après (phase pâteuse) l'étape de déshydratation.

Le tableau 10 présente les différentes techniques de stabilisation.

Il est clair qu'une opération unitaire, telle que l'incinération par exemple, peut réaliser plusieurs fonctions : réduction de volume, stabilisation et hygiénisation grâce aux hautes températures mises

en jeu. La figure 27 précise l'enchaînement de ces opérations unitaires.

■ **L'épauilissement** concerne essentiellement les boues fraîches. Les boues sont concentrées de 3 à 10 fois de quelques g/L à quelques dizaines de g/L selon le type de boue et le procédé utilisé. Cette opération peut être effectuée par simple épauilissement gravitaire dans un ouvrage cylindrique ou bien mécaniquement, par table ou tambour d'égouttage, par centrifugation ou encore par flottation moyennant l'ajout d'un polymère organique à charge cationique.

■ Éventuellement, la boue épauillée peut être **stabilisée**. Cette opération minimise la masse de matières et réduit les nuisances olfactives et microbiologiques. La digestion dans un ouvrage anaérobie moyennant un temps de séjour de l'ordre de 20 j demeure la technique la plus courante. Après déshydratation, le volume à évacuer se trouve alors réduit d'un tiers environ.

■ La **déshydratation** permet de poursuivre l'opération d'épaississement jusqu'à un état pâteux, les boues titrant alors de 15 à 35 % de siccité selon le type de boue et l'appareillage sélectionné. Elle se fait couramment par des moyens mécaniques tels que la décanteuse centrifuge, le filtre à bande ou le filtre-pressé à plateaux. Ces techniques exigent l'ajout de polymère, ou encore de chaux et de chlorure ferrique dans le cas des filtres à plateaux.

La déshydratation constitue souvent l'étape limitante de la filière : une siccité minimale peut en effet être imposée contractuellement (généralement > 30 %) en vue de l'évacuation de la boue ou être requise en vue d'une incinération dans des conditions d'auto-combustibilité.

L'ajout de chaux à hauteur de 200 à 600 kg de Ca (OH)₂ par tonne de matière sèche est alors souvent pratiqué et permet une stabilisation chimique de la boue déshydratée.

■ Le **séchage** conduit à une réduction de volume jusqu'à plus de 60 %, voire 90 %, de siccité si nécessaire. Il peut être aussi utilisé en couplage avec un four afin de dépasser la siccité requise (supérieure à 30 %) pour rendre la boue toujours autocombustible.

■ L'**incinération** réduit enfin la quantité finale de boues aux seules matières minérales. Elle peut être réalisée sur l'usine d'épuration (figure 28) ou en co-incinération avec les ordures ménagères dans certaines conditions (proximité du four).

Grâce aux hautes températures mises en jeu, le séchage et surtout l'incinération **hygiénisent** la boue en éliminant les germes et les odeurs. Si ces deux opérations ne sont pas envisagées dans la filière, une stabilisation des boues peut être effectuée sur les boues déshydratées par chaulage ou par compostage.

Nota : grossièrement, un volume de 100 entrant sur l'épaississeur devient 20 à sa sortie, 4 après déshydratation, 1 après séchage à 90 % et seulement 0,3 en sortie d'incinérateur.

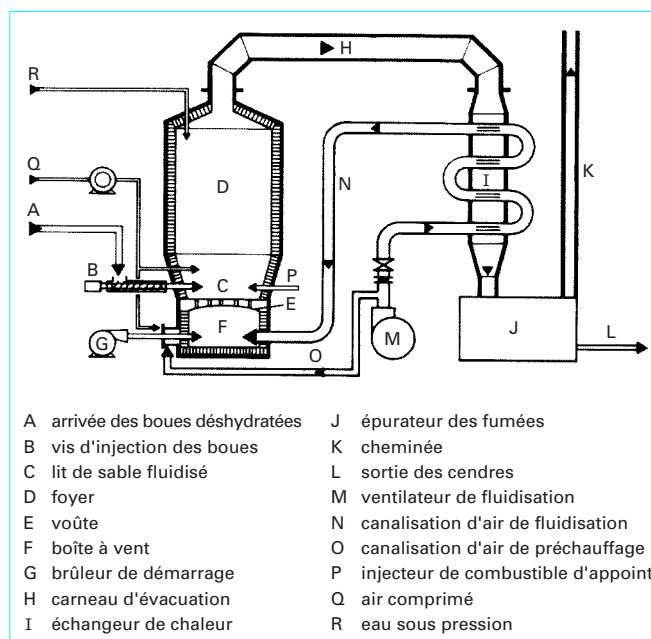


Figure 28 – Schéma de fonctionnement d'un four OTV Pyrofluid
(à boîte à vent chaude)

2.6.3 Performances du traitement des boues

Des méthodes expérimentales permettent de juger, grâce à des tests de laboratoire tels que la mesure de la siccité limite, des matières volatiles, de l'indice de boue, etc. (cf. la norme AFNOR expérimentale T97-001), de la « *traitabilité* » d'une boue, c'est-à-dire de son aptitude à atteindre de bonnes performances, généralement exprimées en termes de siccité, en limitant les coûts opératoires, essentiellement dépendant des consommations en réactifs (principalement polymère) et en électricité.

Le tableau 11 donne quelques ordres de grandeur. Les valeurs rencontrées sont très dépendantes du site (caractéristiques de l'eau brute et filière de traitement de l'eau) et peuvent encore varier sur un rythme saisonnier (station balnéaire ou activité agro-industrielle saisonnière...), voire hebdomadaire (effluents industriels) pour une usine donnée.

Nota : • Les décanteuses centrifuges de hautes performances permettent à présent d'atteindre des siccités de 3 à 6 % supérieures à celle indiquées dans le tableau 11.

• La consommation énergétique des décanteuses centrifuges est très dépendante de la taille de la machine.

• Les filtres à plateaux peuvent admettre un conditionnement minéral à la chaux et au chlorure ferrique. Les siccités observées seront supérieures de 5 à 7 % par rapport à celles obtenues avec un conditionnement au polymère.

• Les techniques d'épaississement et de déshydratation utilisant des bandes consommant de l'eau de nettoyage à raison de 4 à 8 m³/h par mètre de largeur de bande sous 6 à 8 bar.

• Pour une opération de séchage thermique, le poste énergétique est essentiellement celui du coût du fluide thermique utilisé, de l'ordre de 3 500 MJ/m³ d'eau évaporée exprimé en énergie primaire (fioul, gaz...).

• Pour les opérations impliquant une destruction partielle ou totale de la matière organique (digestion, traitements thermiques...), les performances doivent surtout être appréciées en termes de minimisation du volume final à évacuer.

2.7 Désinfection

La réduction de la pollution bactériologique des effluents avant rejet dans le milieu récepteur est peu pratiquée en France. Cependant, l'opportunité de la mise en œuvre d'un tel type de traitement peut se justifier dans un certain nombre de cas : protection sanitaire des zones de baignade et de loisirs, protection sanitaire des zones littorales abritant des activités industrielles de types conchylicole ou ostréicole, réutilisation d'effluents à des fins d'irrigation, etc.

Les germes pathogènes présents dans les effluents sont très divers ; ils restent cependant peu nombreux par rapport aux germes d'origines tellurique et fécale non pathogènes qui les accompagnent. L'évaluation du risque de contamination et l'efficacité de la désinfection sont donc généralement appréhendées via le dénombrement de germes indicateurs (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux). Dans les effluents secondaires, après traitement par boues activées, on dénombre généralement 10⁵ à 10⁸ coliformes totaux par 100 mL, 10⁴ à 10⁷ coliformes fécaux par 100 mL et 10⁴ à 10⁶ streptocoques fécaux par 100 mL. Selon la qualité du milieu récepteur, on cherchera à atteindre, lors de l'étape de désinfection, une diminution moyenne pour chacun des germes indicateurs de 3 à 4 unités logarithmiques par 100 mL.

Les procédés de désinfection les plus couramment mis en œuvre font appel au chlore ou à ses dérivés, à l'ozone ou au rayonnement ultraviolet.

■ L'utilisation du **chlore** est la plus ancienne mais elle présente des contraintes de transport et de manutention. Pour agir correctement, le chlore impose d'une part que l'eau soit préalablement bien épurée et, d'autre part, qu'un temps de contact de 30 min soit respecté. Le chlore se combine à l'ammoniac contenu dans l'eau pour former des chloramines qui deviennent alors l'agent désinfectant. Ces sous-produits moins efficaces que le chlore lui-même et leur rémanence dans l'environnement, en parallèle avec divers produits de

réaction du chlore et des matières organiques résiduelles, les rendent toxiques pour la faune et la flore aquatique.

Si le chlore est peu onéreux et donne de bons résultats sur les bactéries, il s'avère cependant peu efficace sur les virus.

Les doses habituellement adoptées se situent entre 5 et 10 g/m³ de chlore.

■ Dérivé du chlore, le **bioxyde de chlore (ClO₂)** peut être produit directement sur le site. Plus puissant que le chlore en termes d'efficacité désinfectante, il agit directement sur les germes pathogènes. Toutefois, sa mise en œuvre est très délicate et nécessite une surveillance continue et permanente.

■ **L'ozone** offre un large spectre d'action. Il est efficace aussi bien contre les virus que contre les bactéries et agit avec un temps de contact de courte durée (10 min). Produit sur site, il nécessite pour son exploitation du personnel qualifié.

Les doses habituellement adoptées se situent entre 2 et 5 g/m³ d'ozone.

■ La **désinfection aux ultraviolets** tend à se développer de façon plus intense car elle présente un certain nombre d'avantages comme des temps de contacts très courts, pas d'utilisation de produits chimiques, une bonne efficacité sur les bactéries et sur les virus.

Le principe d'action des UV repose sur le fait que les rayons ultraviolets sont des ondes électromagnétiques qui correspondent à une gamme de longueur d'onde comprise entre 100 et 400 nm. L'absorption de ces rayons par les micro-organismes provoque une modification de leur ADN qui bloque toute répllication du matériel génétique et engendre leur mort.

Il existe des lampes basse pression qui émettent des UV sur la longueur d'onde de 254 nm. Elles ont un rendement énergétique optimal (27 à 32 %) mais sont mal adaptées aux gros débits (grand nombre de lampes, nettoyage manuel...) ou à une dégradation de la qualité de l'eau brute. La puissance de ces lampes varie entre 100 et 300 W.

Les lampes moyenne pression émettent sur plusieurs longueurs d'onde mais sont bien adaptées aux gros débits. Elles compensent leur moins bonne efficacité énergétique par le maintien d'un pouvoir de transmission UV élevé, par l'automatisation du lavage et par la possibilité de régler la puissance émise en fonction de la qualité de l'effluent à traiter. La puissance des lampes varie selon les techniques entre 3 kW et 16 kW.

Le schéma d'une telle opération est donné figure 29.

2.8 Épuration des eaux résiduaires industrielles

Le traitement des eaux résiduaires industrielles commence par l'étude détaillée de leurs constituants. Encore plus que pour les effluents urbains, la connaissance des paramètres globaux tels que les demandes biologiques en oxygène et matières en suspension s'avère tout à fait insuffisante pour l'établissement d'une filière d'épuration.

La pollution organique susceptible d'être épurée par voie biologique peut s'accompagner de polluants minéraux toxiques qu'il faut traiter auparavant par voie chimique (réduction et précipitation du chrome dans les tanneries et les usines de traitements de surface, oxydation de sulfures dans les effluents pétrochimiques, etc.).

Les traitements biologiques analogues à ceux qui sont appliqués pour les effluents urbains doivent néanmoins être adaptés pour tenir compte de la concentration et de la nature des matières organiques à décomposer : phénols des cokeries, glucoses des effluents de raffinage de sucre, lipides des laiteries, etc.

Pour les effluents très concentrés en matières organiques, une première digestion par voie anaérobie permet d'obtenir l'élimina-

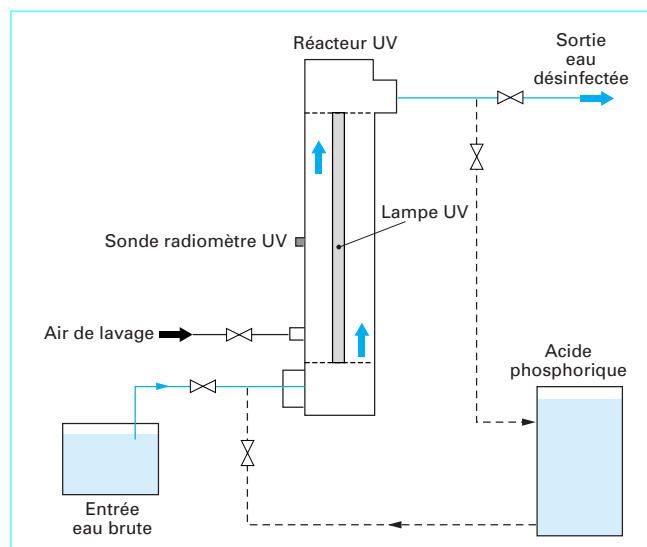


Figure 29 – Schéma de principe d'une désinfection UV avec une lampe moyenne pression (procédé *Uvaster*[®]) (OTV)

tion de 70 à 90 % de la pollution par conversion en gaz combustible, formé principalement de méthane, réutilisé pour les besoins énergétiques de l'usine.

Dans chaque cas, une étude, souvent accompagnée d'essais en laboratoire ou à l'échelle semi-industrielle, est nécessaire pour concevoir la chaîne de traitement la plus efficace.

2.9 Traitement des odeurs

Les eaux usées, chargées en matières organiques particulières et dissoutes, en composés azotés et phosphorés, peuvent dégager des odeurs désagréables suivant un processus biologique bien connu qui se déclenche en milieu réducteur. Par ailleurs, certains rejets industriels contiennent des composés très volatils utilisés dans les procédés de fabrication comme des sulfures, des aldéhydes, des alcools ou encore de l'ammoniaque.

Les principaux composés odorants rencontrés dans les stations d'épuration font partie essentiellement des familles des produits soufrés et azotés, ainsi que des composés organiques tels les acides gras volatils (tableau 12).

Pour éviter la propagation des mauvaises odeurs émises aux différents postes de traitement, il convient d'isoler les sources odorantes dans des enceintes hermétiques. La couverture complète de tous les ouvrages est la technique la plus adaptée avec, en plus, un souci d'intégration au site. La couverture du poste de relevage, des prétraitements et de la filière de traitement des boues reste toutefois suffisante dans la plupart des cas. Après confinement, les odeurs doivent être évacuées par ventilation forcée et les composants odorants traités.

■ La technique la plus souvent appliquée utilise l'**absorption gaz-liquide**. Cette technique consiste en un lavage à contre-courant du gaz odorant par l'eau seule ou par une solution oxydante ou neutralisante. Il faut transférer les molécules odorantes de la phase gaz vers la phase aqueuse dans une colonne à garnissage. Suivant la nature acide ou basique du composé à éliminer, un agent neutralisant (base ou acide) est ajouté à la solution de lavage afin d'accélérer le transfert des composés. Suivant les composés à éliminer, le gaz odorant est traité par 2, 3 ou 4 tours (figure 30).

Tableau 11 – Performances des techniques de traitement des boues (ordres de grandeur)

Opération	Technique	Primaire (1) (2)	Mixte (1) (2)	Aération prolongée (1) (2)	Énergie électrique (kWh/tMS)
Boues fraîches	(origine : décanteurs et clarificateurs)	2 %	1 %	1 %	
Épaississement	Statique gravitaire	8 %	4 %	3 %	5
	Table d'égouttage	8 % (3)	6 % (4)	5 % (6)	50
	Décanteuse centrifuge			6 % (0 à 4)	150 à 200
	Flottateur			4 (0 à 0,2)	100
Déshydratation	Décanteuse centrifuge	32 % (3)	25 % (5)	17 % (7)	25 à 80
	Filtre à bandes	27 % (4)	23 % (4)	16 % (6)	40
	Filtre à plateaux + polymère	35 % (6)	31 % (6)	28 % (9)	40
Stabilisation	Digestion anaérobie	4	3		50
	Aérobie thermophile	5	4		400
	Compostage	65 %	65 %	65 %	30
	Chaulage	> 30 %	> 30 %	> 30 %	5
Stabilisation + déshydratation	Digestion + centrifugation	26 % (6)	24 % (6)		50 à 70
	Digestion + filtre à bandes	24 % (5)	23 % (5)		40
	Digestion + filtre à plateaux	34 % (6)	32 % (6)		30
Séchage partiel	Sécheurs thermiques		35 %	35 %	30
Séchage poussé	Sécheurs thermiques	> 90 %	> 90 %	> 65 %	60
Oxydations thermiques	Incinération sur lit fluidisé	98 %	98 %	98 %	300
	OVH + déshydratation	50 %	50 %	50 %	750

(1) Les chiffres en % précisent les siccités atteintes pour l'opération et la boue considérée.

Les chiffres entre parenthèses définissent des consommations de polymères types. Ils sont exprimés en kg de matière active par tMS de boue.

(2) Les cases tramées indiquent l'absence ou la rareté de la pratique pour la boue considérée.

Tableau 12 – Caractéristiques des principaux composés responsables des odeurs en station d'épuration

Classe du composé	Composé	Masse moléculaire (g)	Formule chimique	Caractéristique de l'odeur	Seuil olfactif (mg/m ³ d'air)
Soufrés	Hydrogène sulfuré	34,1	H ₂ S	Œuf pourri	0,000 1 à 0,03
	Méthylmercaptan	48,1	CH ₃ SH	Chou, ail	0,000 5 à 0,08
	Éthylmercaptan	62,1	C ₂ H ₅ SH	Chou en décomposition	0,000 1 à 0,03
	Diméthylsulfure	62,1	(CH ₃) ₂ S	Légume en décomposition	0,002 5 à 0,65
	Diéthylsulfure	90,2	(C ₂ H ₅) ₂ S	Éthérée	0,004 5 à 0,31
	Diméthyldisulfure	94,2	(CH ₃) ₂ S ₂	Putride	0,003 à 0,014
Azotés	Ammoniac	17	NH ₃	Très piquante, irritante	0,5 à 37
	Méthylamine	34,1	CH ₃ NH ₂	Poisson en décomposition	0,021
	Éthylamine	45,1	C ₂ H ₅ NH ₂	Piquante, ammoniacale	0,05 à 0,83
	Diméthylamine	45,1	(CH ₃) ₂ NH	Poisson avarié	0,047 à 0,16
	Indole	117,5	C ₈ H ₆ NH	Fécale, nauséabonde	0,000 6
	Scatole	131,5	C ₉ H ₈ NH	Fécale, nauséabonde	0,000 8 à 0,1
	Cadavérine	102,2	NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂	Viande en décomposition	0,002 à 0,01
Acides	Acétique	60,1	CH ₃ COOH	Vinaigre	0,025 à 6,5
	Butyrique	88,1	C ₃ H ₇ COOH	Beurre rance	0,000 4 à 3
	Valérique	102,1	C ₄ H ₉ COOH	Transpiration	0,000 8 à 0,1
Aldéhydes et cétones	Formaldéhyde	30	H CHO	Âcre, suffocante	0,033 à 12
	Acétaldéhyde	44,1	CH ₃ CHO	Fruit, pomme	0,04 à 1,8
	Butyraldéhyde	72,1	C ₃ H ₇ CHO	Rance	0,013 à 15
	Isovaléraldéhyde	86,1	(CH ₃) ₂ CH CH ₂ CHO	Fruit, pomme	0,072
	Acétone	58,1	CH ₃ CO CH ₃	Fruit doux	1,1 à 240

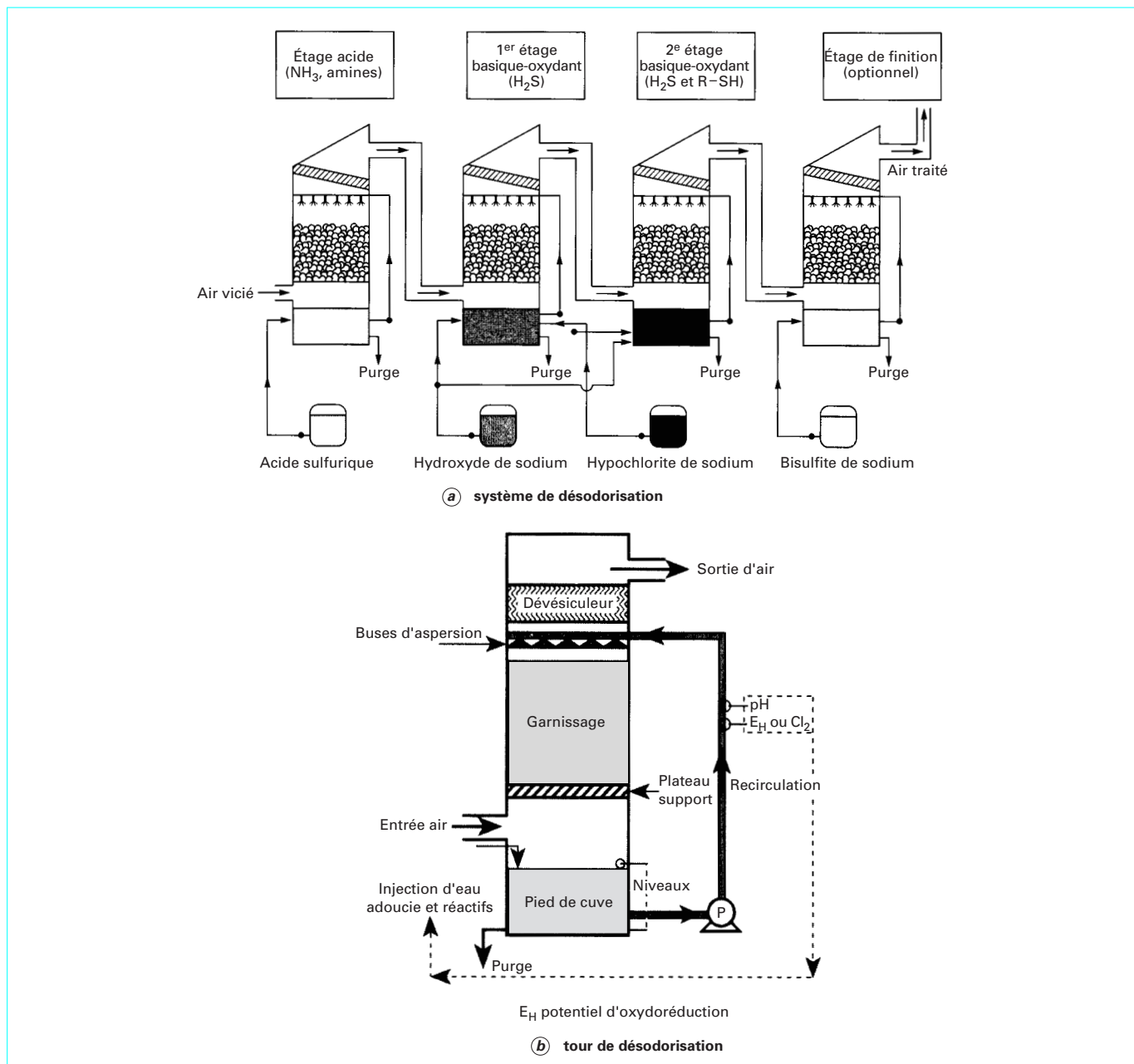


Figure 30 – Système et tour de désodorisation

La première tour est dite acide. On obtient un pH de 3 en injectant de l'acide sulfurique (H₂SO₄). Cette tour élimine tous les composés azotés.

La deuxième et la troisième tour sont dites basiques et oxydantes. Ces deux tours éliminent bien, selon le pH et la teneur en chlore, tous les composés soufrés [H₂S et mercaptans (R-SH)]. L'oxydation est obtenue par ajout d'eau de Javel ou par fabrication de chlore actif par électrochloration. Le pH de la 2^e tour est environ égal à 9, alors que le pH de la 3^e tour se situe autour de 11.

La dernière tour est dite légèrement basique et réductrice. Le bisulfite de sodium est utilisé comme réducteur. Cette tour élimine les aldéhydes, les acides, les cétones et le chlore résiduel. Son pH est de l'ordre de 8.

■ Biodésodorisation

À côté de cette technique se développe le traitement biologique des odeurs qui fait intervenir des micro-organismes qui réaliseront l'oxydation des substances organiques et inorganiques malodorantes jusqu'à la production de composés inorganiques non odorants (CO₂, SO₄²⁻, etc.).

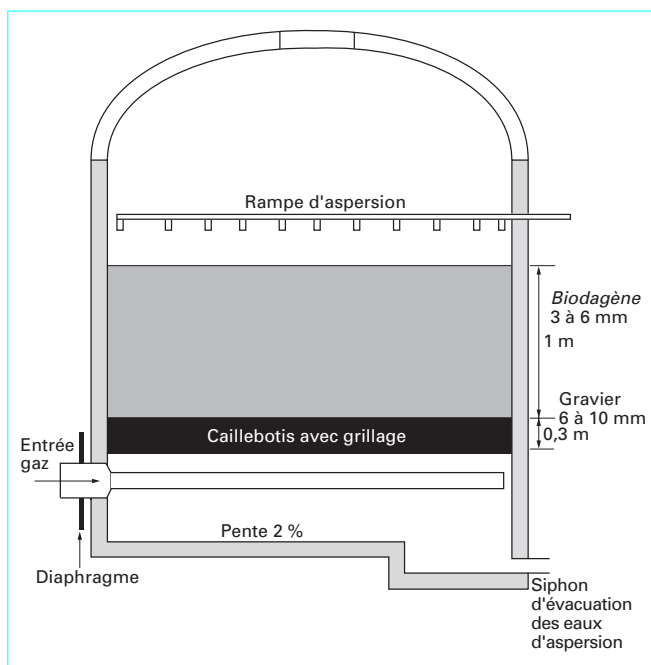


Figure 31 - Biofiltre de désodorisation

La biodésodorisation sur support minéral inerte (biodésodorisation autotrophe) repose sur la dégradation de polluants soufrés par des bactéries autotrophes dont les deux principales sources de matière nécessaires au métabolisme sont le carbone (utilisation de HCO_3^- et de CO_2 de l'air) et l'azote (utilisation de NH_4^+).

Ces bactéries chimiolithotrophes utilisent l'énergie libérée lors de l'oxydation du soufre en sulfate, oxydation qu'elles réalisent elles-mêmes.

Ce sont ces bactéries qui sont le plus généralement utilisées pour l'élimination des odeurs (lorsque celles-ci sont essentiellement constituées de composés soufrés).

À ce titre, les espèces les plus communément rencontrées sont : les bactéries sulfo-oxydantes, les bactéries sulfatoréductrices et les bactéries photosynthétiques.

La biodésodorisation fera essentiellement appel à des réacteurs à culture fixée sur un matériau-support minéral ou organique qui peut être de la tourbe, de la terre, du gravier, de l'argile expansée, du charbon actif, ou encore des matériaux plastiques (polypropylène, polyéthylène, etc.) (figure 31).

Le matériau-support permet :

- la fixation des bactéries épuratrices ;
- l'absorption et/ou adsorption des composés organiques à éliminer.

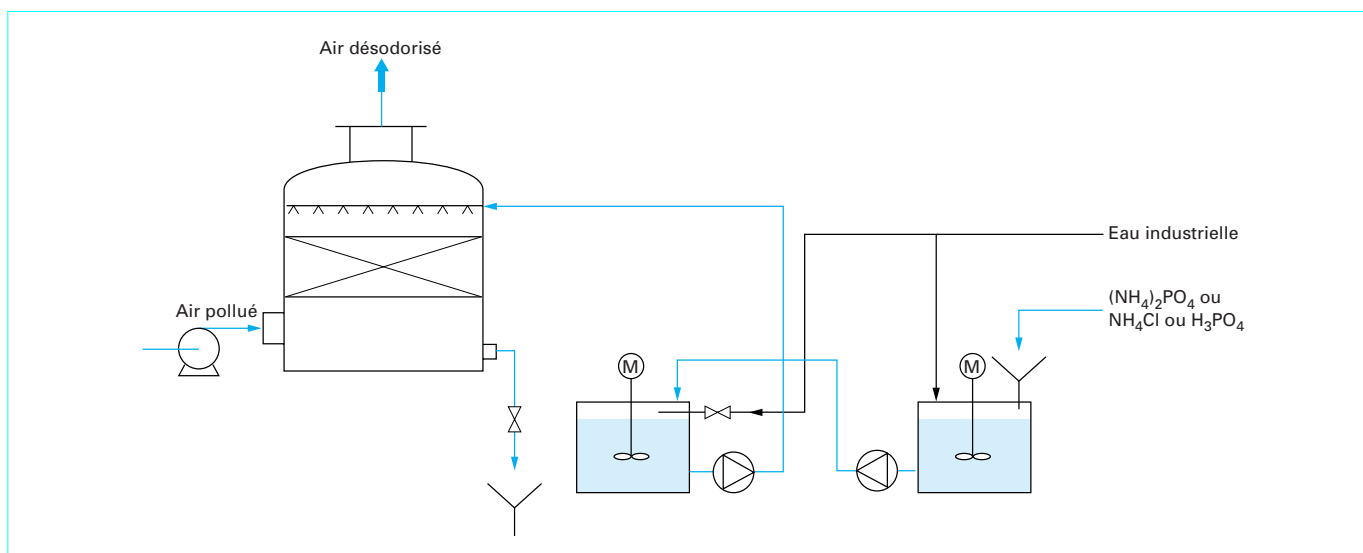
Le principe de la désodorisation biologique consiste à faire circuler l'effluent gazeux à traiter dans un réacteur contenant un matériau-support sur lequel se sont développées des bactéries.

Afin d'optimiser le phénomène de biodésodorisation, il importe que les matières à éliminer soient hydrosolubles. Cela implique une humidification constante du lit afin que le transfert des matières à éliminer vers les bactéries se fasse dans les meilleures conditions. On fait ainsi circuler, à contre-courant, de l'eau d'arrosage au sein du réacteur. Le temps de passage de l'effluent gazeux dans le réacteur peut varier de 3 à 8 s.

À l'aide du procédé *Alizair* (OTV, figure 32), une épuration optimale s'obtient avec une vitesse de l'ordre de $500 (+ 50) \text{ m}^3/(\text{m}^2/\text{h})$ et une hauteur de matériau de 1 m, soit un temps théorique de contact de 7 s. En présence de CH_3SH et lorsque de forts rendements sont demandés (95 %), la désodorisation est ensuite affinée par passage de l'air ou par transfert sur filtre CAG avec un temps de contact de 3 s.

Les applications relatives à l'utilisation de la biodésodorisation concernent notamment :

- les stations d'épuration des eaux et de traitement des déchets ;
- le secteur agro-industriel : fermentation, équarrissage, levurerie, fromagerie, abattoirs, etc. ;
- le secteur industriel : pétrochimie, industrie chimique utilisant des composés azotés et soufrés, fonderies, papeteries.


 Figure 32 - Schéma de principe d'une installation de biodésodorisation *Alizair*® (OTV)

2.10 Traitement des eaux de temps de pluie

2.10.1 Type de pollution

Les eaux de ruissellement pluvial entraînent vers le milieu récepteur une pollution caractérisée par :

- des MES importantes, très minérales et décantant bien dans le cas des collecteurs séparatifs (réseaux eaux résiduaires et eaux pluviales différenciés) ;
- une pollution organique faible et peu biodégradable en collecteur séparatif, mais dont les concentrations en DCO et DBO₅ peuvent se rapprocher de celles des effluents de temps sec dans le cas des réseaux unitaires, probablement par remise en suspension des dépôts mal curés dans les réseaux par temps sec ;
- des concentrations importantes en hydrocarbures et métaux lourds provenant du lessivage des toitures, routes, parkings.

Dans certains cas, dépendant notamment de la longueur et de la pente du réseau de collecte, les premiers flots d'orage sont les plus fortement chargés.

Cette pollution entraîne sur le milieu récepteur des effets de deux types :

- effets de choc, immédiats, lors des fortes précipitations, liés aux fortes teneurs en MES et à la chute de la concentration en oxygène des eaux réceptrices ;
- effets à long terme, liés par exemple à la toxicité entraînée par l'accumulation de métaux lourds dans le milieu.

2.10.2 Stratégie de traitement

On se reportera au chapitre *Assainissement des agglomérations* de ce traité [1].

Le traitement des eaux de temps de pluie, pour les réseaux unitaires, peut s'appuyer sur les mesures suivantes.

■ Limitation des débits hydrauliques instantanés à traiter :

- limitation des surfaces imperméabilisées, rétention en place des eaux de pluie par des aires gazonnées, chaussées poreuses, systèmes d'infiltration ;
- stockage des eaux excédentaires en bassins d'orage (stockage simple ou prédécantation) pour étaler sur une période plus longue (un à deux jours) la pointe de débit à traiter par la station aval.

■ **Prise en compte du débit de pointe** (résiduel après estimation de l'effet des mesures de limitation par stockage en amont) dans le dimensionnement hydraulique de la station de traitement.

Les postes de traitement les plus sensibles à ce débit de pointe sont :

- les postes de relèvement (dégrillage, dessablage) ;
- les décanteurs, clarificateurs.

■ **Prise en compte du flux de pollution organique de pointe** pour le dimensionnement du poste d'aération, en cas d'utilisation de techniques biologiques.

■ **Adjonction de capacités complémentaires**, par rapport aux besoins de traitement de temps sec, pour le stockage temporaire et le traitement des excédents de boues engendrés par les pointes de MES lors des fortes précipitations.

■ **Adjonction de capacités de décantation complémentaires**, pour absorber les pointes de débit non acceptées par la station en profitant de la bonne décantabilité des MES de temps de pluie.

L'utilisation de techniques physico-chimiques, avec coagulation-floculation par sels minéraux et/ou polymères, peut permettre d'augmenter la qualité de l'eau traitée pendant la durée de l'événement pluvieux, pour un faible investissement.

2.11 Intégration au site

Les grands bassins malodorants des stations de dépollution anciennes ont longtemps été considérés comme un mal nécessaire.

La conjonction des exigences légitimes des riverains avec l'avènement de techniques modernes permet désormais de surmonter cette difficulté.

Il est possible de réhabiliter de vastes zones urbaines sacrifiées autour des stations de dépollution ou construire de nouvelles stations compactes sans être obligé de mettre en place de longs émissaires coûteux.

Les techniques telles que la décantation lamellaire et les biofiltres permettent de réaliser des stations de dépollution sur des surfaces divisées par 10 par rapport aux techniques anciennes.

Cette compacité permet la couverture, la ventilation et la désodorisation de l'ensemble des ouvrages.

On peut ainsi réaliser des stations entièrement couvertes ou carrément enterrées supprimant toute nuisance pour le voisinage.

Traitement des eaux usées urbaines

par **Abdelkader GAÏD**

Ingénieur Process

Direction Technique et Ingénierie

Omnium de Traitement et de Valorisation (OTV)

Mise à jour du texte de J. SIBONY et B. BIGOT paru en 1993

Bibliographie

Ouvrages généraux

BECHAC (J.-P.), BOUTIN (P.), MERCIER (B.) et NUER (P.). – *Traitement des eaux usées*, Paris, Eyrolles (1987).

Degrémont. – *Mémento technique de l'eau*. 9^e éd. Paris, Lavoisier (1989) (2 vol.).

DIVET (L.) et SCHULHOF (P.). – *Le traitement des eaux*. Paris, PUF (1980). Collection Que sais je ? n° 1874.

Eau et les collectivités locales. Compagnie Générale des Eaux et IAURIF eds. Éditions du Moniteur (1991).

MARTIN (G.). – *Point sur l'épuration et le traitement des effluents. Eau-Air* :

– vol. 1. *Problèmes biologiques généraux*. Paris, Technique et Documentation (1982).

– vol. 2. *Bactériologie des milieux aquatiques. Aspects écologiques et sanitaires* (2 t.). Paris, Techniques et Documentation (1985).

– vol. 3. *Phosphore*. Paris, Technique et Documentation (1987).

– vol. 4. *Odeurs et désodorisation*. Paris, Technique et Documentation (1990).

OTV. – *Dépolluer les eaux pluviales*. Éd. Tec et Doc Lavoisier (1994).

VALIRON (F.) et TABUCHI (J.-P.). – *Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie : État de l'art*. Paris, Technique et Documentation (1992).

OTV. – *Traiter et valoriser les boues*. Éd. Tec & Doc Lavoisier (1997).

METCALF et EDDY. – *Waste Water Engineering*. McGraw-Hill Inc. (1991).

Dans les Techniques de l'Ingénieur

(traité Construction)

[1] COLOMBET (L.). – *Assainissement des agglomérations*. C 4205, vol. C41 (1990).

[2] GOMELLA (C.). – *Alimentation en eau. Traitements des eaux de distribution*. C 5200, vol. C5 (1986).

[3] MONTIEL (A.). – *Contrôle de la pollution de l'eau*. C 5250, vol. C5 (1986).

Revue

Adour-Garonne

Eau en Loire-Bretagne

L'Eau, l'industrie, les nuisances

Eaux de Rhône-Méditerranée-Corse

Confluence (Seine-Normandie)

Contre Courant (Artois-Picardie)

AQUA

Environmental Science and Technology

Journal of American Water Works Association

Rhin Meuse Informations

Journal of Water Pollution Control Federation

Techniques sciences et méthodes. Génie urbain et rural

Tribune de l'eau

Water research

Water science and technology

Water and Environmental management

Water and Waste treatment

Normalisation

Association Française de Normalisation AFNOR

Norme	Date	Description	Norme	Date	Description
NF T 90-015	8-75	Essais des eaux. Dosage de l'azote ammoniacal.	NF T 97-001	11-79	Essais des boues. Détermination des caractéristiques en liaison avec l'aptitude à la concentration.
T 90-045	6-89	Dosage des nitrates. Méthode spectrométrique avec l'acide sulfosalicylique.	NF EN 1189	1-1997	Qualité de l'eau. Dosage du phosphore. Dosage spectrométrique à l'aide du molybdate d'ammonium.
NF T 90-101	10-88	Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO).	NF EN 872	4-1996	Qualité de l'eau. Dosage des matières en suspension. Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre.
NF EN 1899-1 et 2	5-98	Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO).	NF EN 25663	1-1994	Qualité de l'eau. Dosage de l'azote Kjeldahl. Méthode après minéralisation au sélénium.
NF T 90-105 (2)	1-1997	Qualité de l'eau. Dosage des matières en suspension. Méthode par centrifugation.			

Réglementation

Ces nouvelles normes françaises ont été éditées à partir du décret n° 94-469 du 3/06/1994, des arrêtés du 22/12/1994 et des recommandations du ministère de l'Environnement en date du 12/05/1995 relatives à l'assainissement des eaux usées urbaines et tenant compte de la directive de la Communauté Européenne.

Ces textes remplacent la circulaire du 4 novembre 1980.

En plus des exigences épuratoires minimales indiquées dans les tableaux [C 5220, Tableau 1] et [C 5220, Tableau 2], ces textes réglementent le nombre de dépassements autorisés (tableau A) et les fréquences des mesures à la station (tableau B).

Tableau A – Nombres de dépassements autorisés

Nombre d'échantillons prélevés dans l'année	Nombre maximal d'échantillons non conformes	Nombre d'échantillons prélevés dans l'année	Nombre maximal d'échantillons non conformes
4 à 7	1	172 à 187	14
8 à 16	2	188 à 203	15
17 à 28	3	204 à 219	16
29 à 40	4	220 à 235	17
41 à 53	5	236 à 251	18
54 à 67	6	252 à 268	19
68 à 81	7	269 à 284	20
82 à 95	8	285 à 300	21
96 à 110	9	301 à 317	22
111 à 125	10	318 à 334	23
126 à 140	11	335 à 350	24
141 à 155	12	351 à 365	25
156 à 171	13		

Tableau B – Fréquence des mesures à la station (nombre de jours par an) en fonction de la charge brute de pollution reçue par la station exprimée en kg par jour

Charge brute (kg/j)	120 à 600	601 à 1 800	1 801 à 3 000	3 001 à 6 000	6 001 à 12 000	12 001 à 18 000	> 18 000
eq. h.	> 2 000	> 10 000	> 30 000	> 50 000	> 100 000	> 200 000	> 300 000
Cas général							
Débit	365	365	365	365	365	365	365
MES	12	24	52	104	156	260	365
DBO ₅	4	12	24	52	104	156	365
DCO	12	24	52	104	156	260	365
NTK		6	12	24	52	104	208
NH ₄		6	12	24	52	104	208
NO ₂		6	12	24	52	104	208
NO ₃		6	12	24	52	104	208
PT		6	12	24	52	104	208
Boues (1)	4	24	52	104	208	260	365
Zones sensibles à l'azote							
NTK		12	24	52	104	208	365
NH ₄		12	24	52	104	208	365
NO ₂		12	24	52	104	208	365
NO ₃		12	24	52	104	208	365
Zones sensibles au phosphore							
PT		12	24	52	104	208	365

(1) Quantité de matières sèches.
Sauf cas particulier, les mesures amont des différentes formes de l'azote peuvent être assimilées à la mesure de NTK.