

DOSSIER

TECHNIQUES DE L'INGÉNIEUR

l'expertise technique et scientifique de référence

c5222

Traitement des eaux résiduaires des agglomérations - Filières intensives

Date de publication : 10/02/2014

Par :

Jean-Marc BERLAND

*Docteur en sciences et techniques de l'Environnement de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, Chef de
Projet à l'Office International de l'Eau - CNIDE - Limoges (France)*

Ce dossier fait partie de la base documentaire

Génie civil - Gestion de l'eau

dans le thème **Génie civil**

et dans l'univers **Construction**

Document délivré le 17/03/2014

Pour le compte

7200097598 - editions ti // nc AUTEURS // 217.109.84.129

Pour toute question :

Service Relation Clientèle • Éditions Techniques de l'Ingénieur • 249, rue de Crimée
75019 Paris – France

par mail : infos.clients@teching.com ou au téléphone : 00 33 (0)1 53 35 20 20

Traitement des eaux résiduaires des agglomérations

Filières intensives

par **Jean-Marc BERLAND**

Docteur en sciences et techniques de l'Environnement de l'École Nationale des Ponts et Chaussées

Chef de Projet à l'Office International de l'Eau – CNIDE – Limoges (France)

1. Traitements physico-chimiques des eaux usées	C 5 222 – 2
1.1 Élimination de la pollution colloïdale	— 2
1.2 Élimination du phosphore	— 2
2. Techniques biologiques de traitement intensif des eaux usées.....	— 3
2.1 Principe	— 3
2.2 Cultures libres	— 4
2.3 Cultures fixées	— 4
2.4 Boues activées – Aération prolongée	— 4
2.5 Boues activées par traitement séquentiel combiné (réacteur SBR) .	— 16
2.6 Lits bactériens	— 24
2.7 Lit immergé fixé (biofiltre)	— 29
2.8 Lits fluidisés	— 32
2.9 Disques biologiques.....	— 33
2.10 Bioréacteurs à membranes	— 36
3. Conclusion.....	— 42
Pour en savoir plus.....	Doc. C 5 222

L'application et le respect de la directive du Conseil du 21 mai 1991, relative au traitement des eaux résiduaires urbaines, constituent toujours un enjeu majeur pour la France. Cette directive est une des pièces maîtresses de la politique environnementale de l'Union européenne.

Le présent article fait partie d'un ensemble de trois qui présentent les différentes techniques de traitement des eaux usées permettant de respecter les diverses obligations de cette directive.

Sont abordés ici :

- les **traitements physico-chimiques des eaux usées** ;
- les **techniques biologiques de traitement intensif des eaux usées**.

1. Traitements physico-chimiques des eaux usées

Ces procédés nécessitent l'emploi d'importantes quantités de réactifs lesquels entraînent des coûts d'exploitation élevés.

Par ailleurs, ils éliminent 40 à 65 % de la DBO₅. Ce qui, en termes de performances, les place en dessous de la plupart des traitements biologiques.

En revanche, dans le cas particulier où il est nécessaire de procéder à une déphosphatation poussée, ce type de procédé est utile.

1.1 Élimination de la pollution colloïdale

Ce traitement consiste à enlever leur stabilité aux matières colloïdales présentes dans l'eau en provoquant la neutralisation de leur charge électrique superficielle et l'agglomération de ces particules pour former un flocon volumineux décantable nommé « floc ».

■ La première étape est appelée « coagulation »

Elle se réalise dans le traitement d'eau par, essentiellement, l'utilisation de sels de fer ou d'aluminium.

■ La deuxième étape est la « floculation »

Elle 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 : 6,0 à 7,4 pour Al³⁺, et 5 à 8,5 pour Fe³⁺.

Remarque

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.

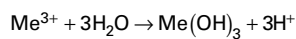
Une coagulation/floculation, suivie d'une décantation appliquée sur une eau domestique, permet d'éliminer jusqu'à plus de 90 % des matières en suspension et de 40 à 65 % de la DBO₅. Les procédés de coagulation/floculation utilisés peuvent être de type classique avec décantation lamellaire ou non, mais peuvent faire également appel à de nouvelles techniques comme le décanteur/épaisseur à recirculation de boues, ou le décanteur lamellaire à floes lestés.

1.1.1 Phase chimique : la coagulation

Les colloïdes sont caractérisés par une grande stabilité lorsqu'ils sont dans l'eau, c'est-à-dire leur capacité à rester en suspension. Cette caractéristique est due à leur structure moléculaire.

La coagulation correspond à deux phénomènes :

- adsorption et neutralisation des charges des colloïdes ;
- emprisonnement des particules colloïdales dans un précipité : les cations trivalents métalliques (Me³⁺) utilisés ont la particularité de s'hydrolyser au contact de l'eau et forment un hydroxyde métallique insoluble lorsqu'ils sont à pH neutre (source : <http://www.ac-grenoble.fr/disciplines/sti-biotechnologies/>) :



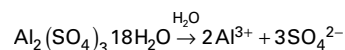
■ Coagulants utilisés

• Sels d'aluminium

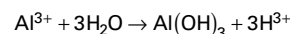
Le plus utilisé est le sulfate d'aluminium :

- présentation commerciale : poudre blanche à 18 molécules d'eau : Al₂(SO₄)₃·18H₂O ;

- nom commercial : sulfate d'alumine ;
- réactions au contact de l'eau :



Puis :



Cette réaction est optimale à pH compris entre 6 et 7,5 (prédominance de la forme Al(OH)₃).

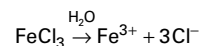
Les doses utilisées en traitement des eaux usées vont de 100 à 300 g/m³ en Al₂(SO₄)₃·18H₂O.

• Sels de fer

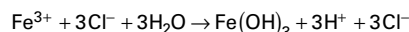
Le plus utilisé est le chlorure ferrique. Sa présentation commerciale est un liquide brun correspondant à une solution à 594,5 g/L en FeCl₃.

La solution commerciale est présentée comme étant une solution de densité = 1,45 à 41 % de pureté en chlorure ferrique :

- nom commercial : chlorure ferrique ;
- réaction au contact de l'eau (source : <http://www.ac-grenoble.fr/disciplines/sti-biotechnologies/>) :



Puis :



Cette réaction est optimale à pH compris entre 5 et 9 (prédominance de la forme Fe(OH)₃).

Les doses utilisées en traitement des eaux usées vont de 50 à 250 g/m³ en FeCl₃.

Les coagulants n'ont qu'une action très limitée sur l'azote de Kjeldahl et la fraction soluble de la DCO et de la DBO₅. Cette dernière est, le plus souvent, indirecte et correspond à des phénomènes d'adsorption sur les particules déstabilisées ou sur les précipités.

Ce processus devra donc être complété si on veut éliminer la fraction dissoute de l'azote de Kjeldahl, de la DCO et de la DBO₅.

1.1.2 Phase physique : floculation/décantation

Il s'agit de favoriser l'agglomération des matières coagulées, ou précipitées, pour former un solide qui sera éliminé de l'eau par décantation.

■ Maturation du solide : la floculation

Cette phase préalable à la décantation consiste à favoriser l'agglomération des matières déstabilisées, ou précipitées, sous l'influence d'une agitation lente. On cherche à favoriser le contact entre les particules pour permettre leur agglomération, sans non plus briser les agglomérats que l'on appelle « floc ». Ce floc est assez fragile puisque les interactions qui le maintiennent sont des interactions de Van der Waals.

Cette phase peut être optimisée par l'ajout d'un adjuvant de floculation : le floculant. C'est une molécule organique, cationique et polymérique qui va favoriser les pontages entre les particules déstabilisées (source : <http://www.ac-grenoble.fr/disciplines/sti-biotechnologies/>).

Les mécanismes de décantation qui suivent la floculation ont été décrits au sein de l'article [C 5 220] – 2 chapitre 6.4. Il convient de s'y rapporter.

1.2 Élimination du phosphore

Les sels de fer ou d'aluminium sont également capables de se combiner avec les ions phosphates pour former un précipité de phosphates de fer ou d'aluminium (FePO₄ 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.

Exemple

Cela signifie que, pour éliminer 1 g de P, il faut 1,8 à 5,4 g de Fe soit, exprimé par exemple en FeCl_3 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 $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\text{H}_2\text{O}]$.

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.

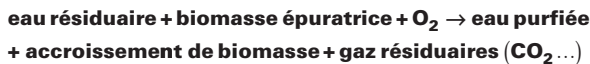
2. Techniques biologiques de traitement intensif des eaux usées

2.1 Principe

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 CO_2 , 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. Ce 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 :



Biomasse

La biomasse utilisée dans le traitement des eaux usées constitue un écosystème 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.

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 flocuées.

Elle présente alors une aptitude à la décantation, ce qui offre une possibilité de séparation biomasse-liquide interstitiel par une technique simple.

2.1.1 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 1).

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

Remarque

Pour obtenir la DBO_5 totale d'un rejet, il faut ajouter à S_t , 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.

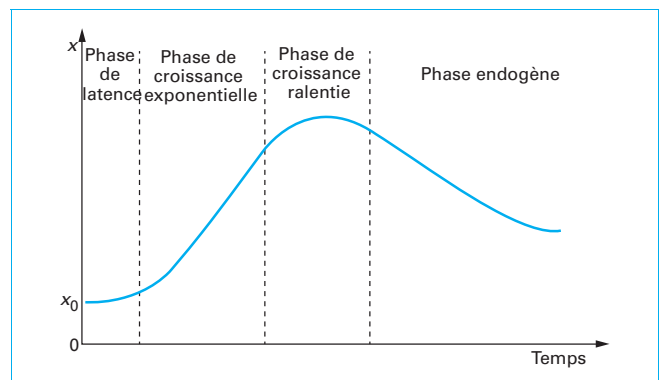


Figure 1 – Développement d'une culture bactérienne

■ 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 : 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 (h^{-1}).

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 de l'azote N et du 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).

2.1.2 Modélisation de la croissance bactérienne

Plusieurs modèles mathématiques ont été proposés pour rendre compte de la croissance bactérienne.

Le modèle de Monod, très utilisé, est du type :

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

avec μ : taux de croissance à l'instant t (h^{-1}),
 S : substrat dégradé exprimé en consommation d'oxygène, c'est-à-dire en DBO_5 éliminée (en g/L),
 k : concentration seuil au-dessus de laquelle le taux de croissance devient très dépendant de la concentration en substrat (en mg/L).

Remarque

Cette équation est valable pour un réacteur fermé parfaitement mélangé.

2.2 Cultures libres

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 (sauf pour les lagunes non aérées), afin de conserver en suspension la culture, dans lequel est maintenue soit :

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

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

2.3 Cultures fixées

En épuration des eaux, le terme de « cultures fixées » se dit de cultures bactériennes où les micro-organismes (flore bactérienne) colonisent la surface d'un solide (lit bactérien, disque biologique, filtres plantés de roseaux, filtre à sable...).

2.4 Boues activées – Aération prolongée

2.4.1 Principe

Le principe des boues activées réside dans une intensification des processus d'autoépuration que l'on rencontre dans les milieux naturels (figure 2). Il y a dégradation aérobie de la pollution par mélange de micro-organismes épurateurs et de l'effluent à traiter, suivie de la séparation des « eaux épurées » et des « boues activées ».

■ Paramètres de fonctionnement

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 (en 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 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.

Au tableau 1, se trouve une répartition des cinq procédés par boues activées.

■ Schémas possibles

Une station de traitement par boues activées comprend dans tous les cas (figure 4) :

- 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.

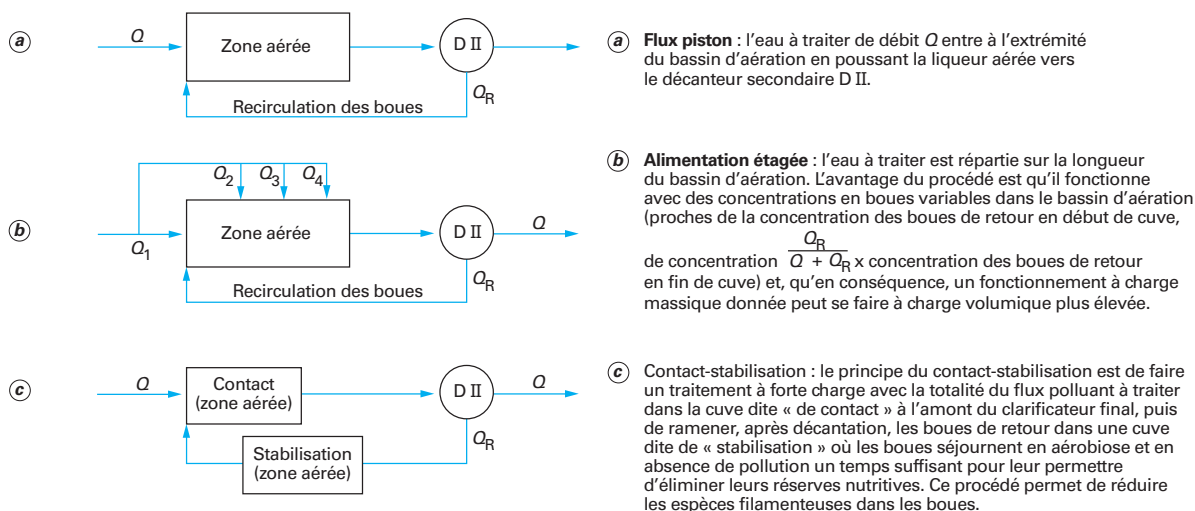
■ Processus et vocabulaire

• Le **mélange micro-organismes épurateurs et pollution à dégrader** est appelé « boues biologiques » ou « floc ».

• L'**aération prolongée** se caractérise par une très faible charge massique (quantité importante de micro-organismes par rapport à la quantité de substrat à dégrader).

• La **biomasse épuratrice** est placée volontairement en situation de disette afin d'améliorer les performances du procédé. Les bactéries secrètent un polymère en plus ou moins grande quantité selon l'intensité du manque de substrat qui assure leur agglomération. Cette particularité facilite la séparation des boues et de l'eau épurée dans la phase de décantation. De plus, cela rend les micro-organismes plus réactifs et permet de dégrader la quasi-totalité du substrat disponible en un temps de contact court.

ÉLIMINATION DE LA POLLUTION CARBONÉE



ÉLIMINATION DE LA POLLUTION CARBONÉE ET AZOTÉE

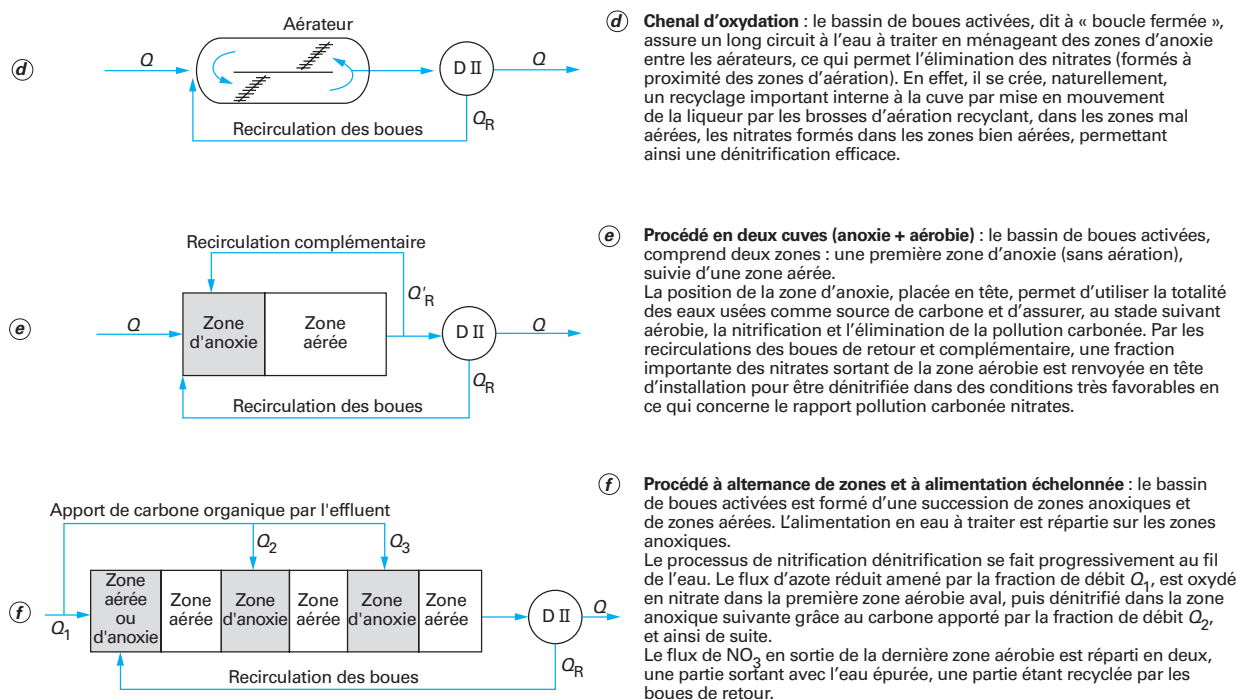


Figure 2 – Boues activées – Schémas de différents procédés

• La **concentration en bactéries** est maintenue grâce à la recirculation des boues. Avec une commande par automate, le temps de fonctionnement est calculé pour obtenir un taux de recirculation minimal de 100 % du débit mesuré, soit à l'entrée, soit à la sortie des ouvrages. La recirculation permet de maintenir le taux de

biomasse épuratrice à une concentration de l'ordre de 3 g/L. Le rapport entre la pollution à traiter et la quantité de boues en aération définit l'âge des boues. Une partie des boues décantées est régulièrement extraite du système pour éviter une concentration en boues trop élevée dans le bassin d'aération.

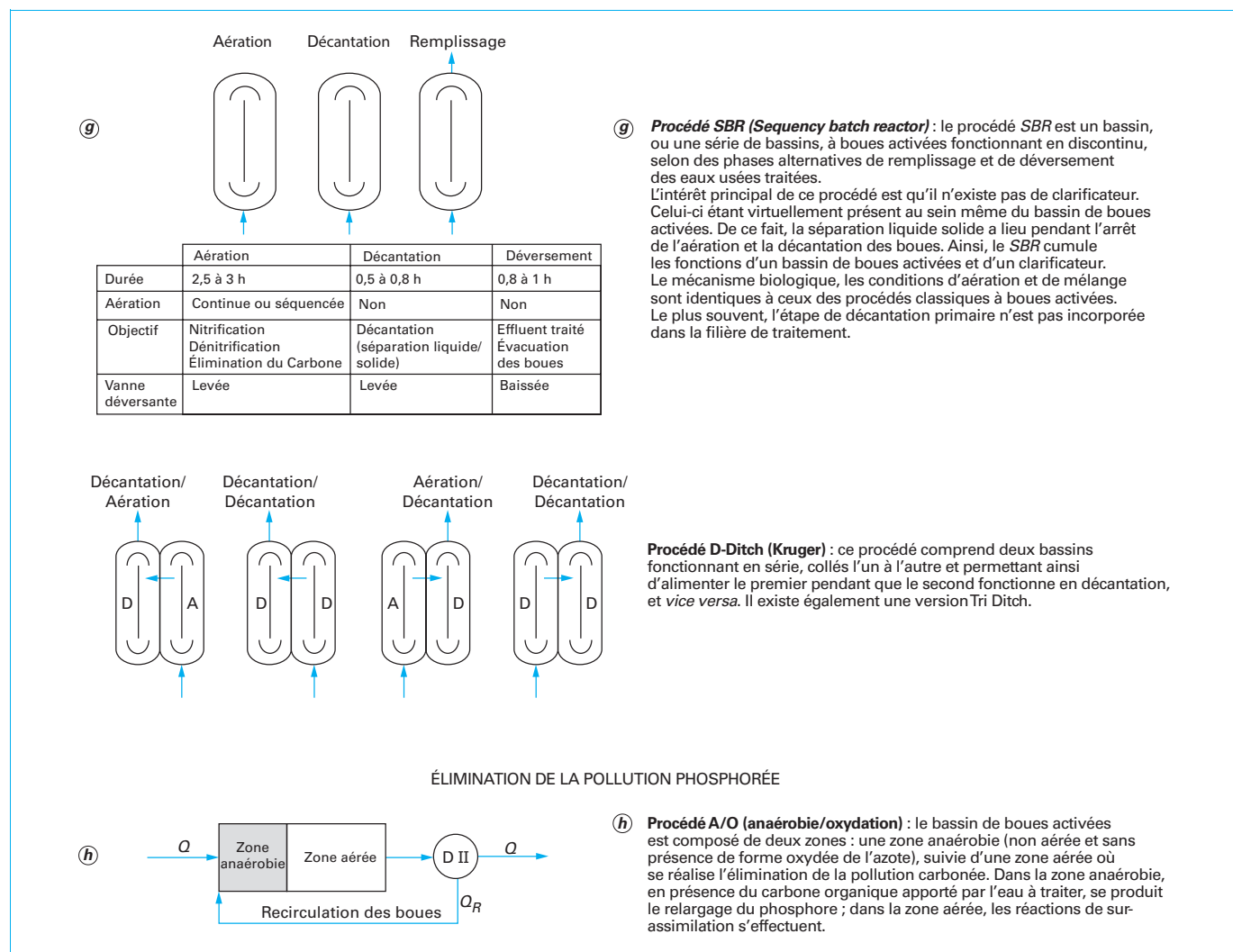


Figure 3 – Boues activées – Schémas de différents procédés (suite)

Tableau 1 – Classement des procédés par boues activées

	Aération prolongée	Faible charge	Moyenne charge	Forte charge	Très forte charge
Charge massique (kg DBO ₅ /(en kg MEST · j))	< 0,08	0,08 à 0,25	0,25 à 0,5	0,5 à 1	> 1
Charge volumique (en kg DBO ₅ /(m ³ · j))	< 0,32	< 0,4	0,8 à 1	1 à 1,5	> 5
Age des boues (en j)	> 18	13 à 18	3 à 7	1 à 3	0,3 à 0,7
Concentration des boues (en 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 %	

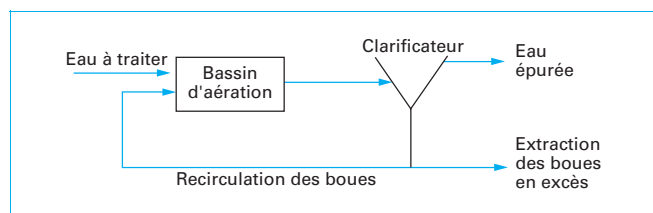


Figure 4 – Schéma minimal d'un traitement par boues activées

• Le développement de la biomasse algale n'est pas recherché. L'oxygénation artificielle du milieu profite largement aux bactéries au détriment des populations algales [1].

■ Principe de l'oxydation biologique

Le traitement par boues activées repose sur l'oxydation biologique de la pollution organique par des cultures libres, concentrées, oxygénées et brassées de façon artificielle. Il est réalisé en deux phases :

- l'oxydation de la pollution par des micro-organismes aérobies alimentés en oxygène par des aérateurs mécaniques ou par injection d'air ;
- la décantation permettant la séparation physique de l'eau épurée des micro-organismes épurateurs et de la pollution résiduelle solide.

Les deux synoptiques en eux-mêmes montrent la complexité de cette filière technique (figure 5).

2.4.2 Bases de dimensionnement

2.4.2.1 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 :

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

avec :

$$C_m = \frac{S_0 Q}{XV}$$

avec	K	constante liée à la dégradation de la DBO_5 (en $\text{L}/(\text{g} \cdot \text{h})$,
	Q	débit (en m^3/j),
	t	temps de contact (en j),
	V	volume du bassin d'aération (en m^3),
	S_f et S_0	concentrations finale et initiale de la DBO_5 (en g/L).

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 1 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 103/IB en g/L .

Exemple

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 (103/IB).

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

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

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

IB est fonction de C_m .

La figure 6 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 1).

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

2.4.2.2 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	a_m	augmentation de la biomasse par élimination de la DBO_5 , coefficient exprimé en kg de boues produites/kg de DBO_5 éliminée,
	b	diminution de la biomasse par respiration endogène, coefficient exprimé en kg de boues produites/kg de matière volatile MVS,
	ΔS	boues en excès (en kg/j),
	S_e	DBO_5 éliminée (en kg/j),
	X	boues organiques dans le bassin (MVS) (en kg),
	$S_{\min}$	matières minérales en suspension apportées par l'effluent (en kg/j),
	S_{dur}	matières organiques en suspension difficilement biodégradables apportées par l'effluent : 25 % des MVS (en kg/j).

Les coefficients a_m et b sont dépendants des caractéristiques de l'effluent et de la charge. Le tableau 2 donne les valeurs utilisées pour des eaux usées urbaines à différentes charges de fonctionnement des boues activées.

2.4.2.3 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' (besoin pour la synthèse de la biomasse) et b' (besoin pour la respiration) dépendent des caractéristiques de l'effluent et de la charge. Le tableau 3 donne les valeurs utilisées pour des eaux urbaines à différentes charges de fonctionnement des boues activées.

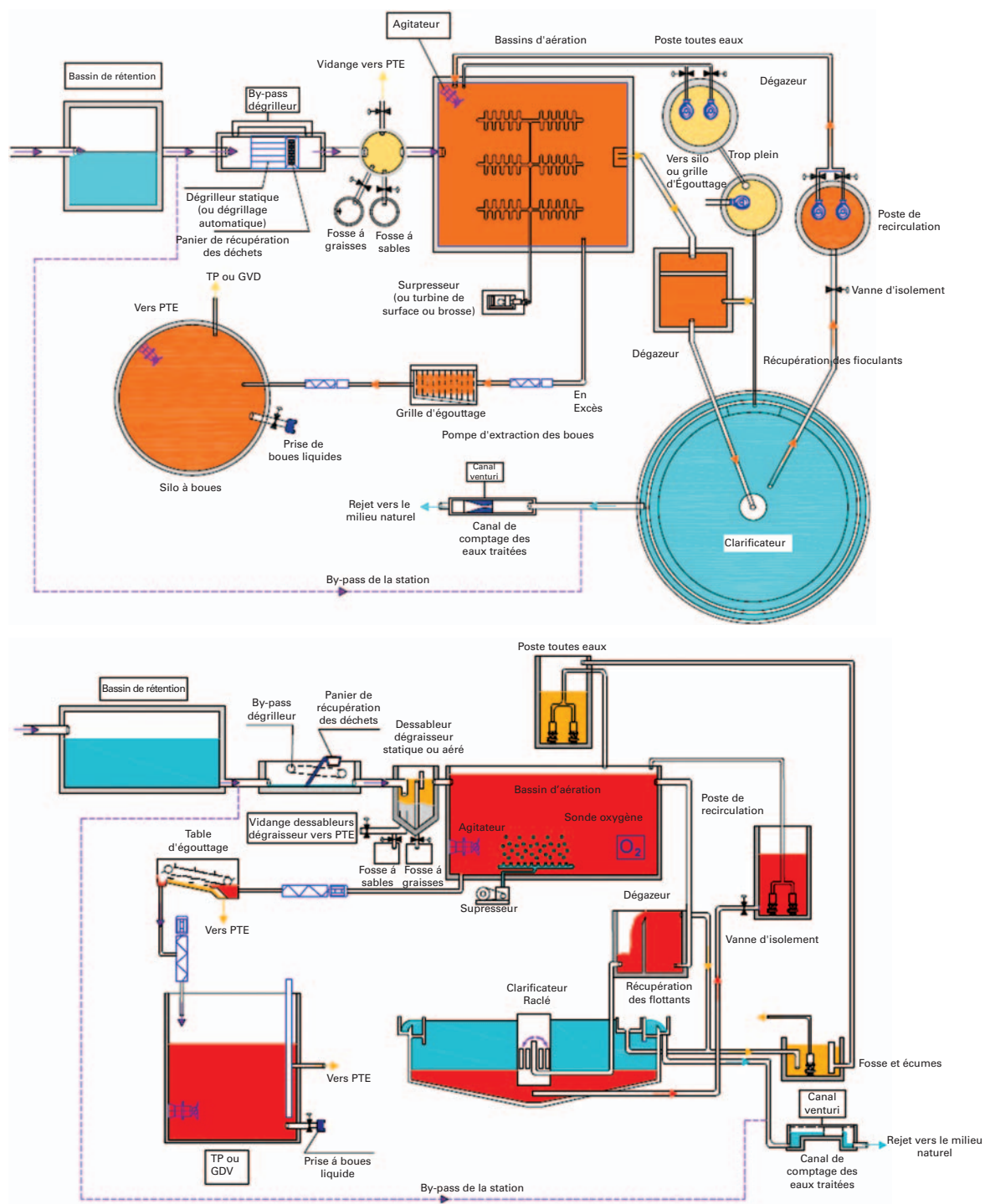


Figure 5 - Boues activées - Schéma synoptique détaillé (crédit Agence de l'Eau Rhin-Meuse - 2007)

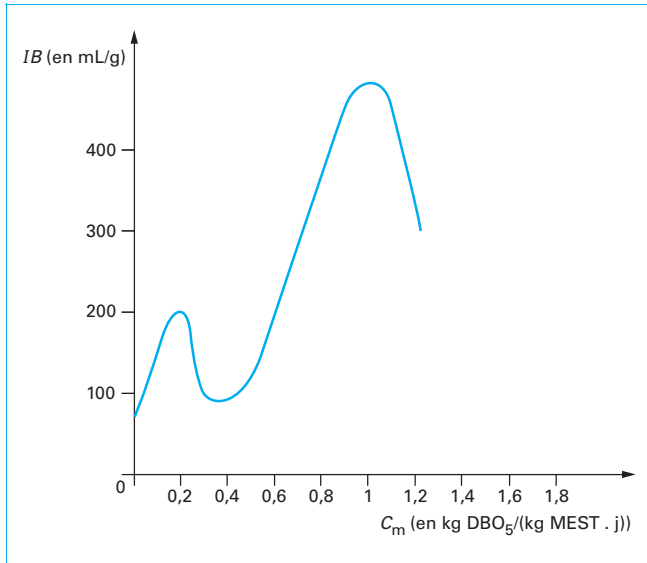


Figure 6 – Indice de boue IB en fonction de la charge massique C_m pour des eaux domestiques

Tableau 2 – Valeurs de a_m et b en fonction du type de traitement par boues activées

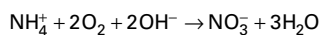
Type de traitement	a_m [en kg de boues produites/kg de DBO éliminée]	b [en kg de boues produites/kg de matière volatile MVS]
Faible charge	0,65	0,05
Moyenne charge	0,60	0,07
Forte charge	0,55	1,00

Tableau 3 – Valeurs de a' et b' en fonction du type de traitement par boues activées

Type de traitement	a' [en kg de boues produites/kg de DBO éliminée]	b' [en kg de boues produites/kg de matière volatile MVS]
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

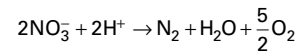
La réaction de nitrification s'écrit :



Pour transformer 1 mg d'azote de NH_4^+ en NO_3^- , il faut 4,57 mg d' O_2 .

■ Restitution d'oxygène par la dénitrification

La réaction de dénitrification s'écrit :



La transformation de 1 mg de NO_3^- en N_2 apporte 2,86 mg d' O_2 utilisés pour l'élimination de la pollution carbonée.

2.4.2.4 Aération des bassins

■ Critères du transfert d'oxygène en eau claire

• Coefficient volumique de transfert d'oxygène

L'oxygène étant un gaz peu soluble dans l'eau, toute la résistance au transfert est localisée dans le film liquide. Pour cette raison, le transfert est caractérisé par le coefficient volumique de transfert d'oxygène $K_L a$. Ce coefficient est déterminé par la réalisation d'un essai de transfert d'oxygène en eau claire, pour un réglage donné du système d'aération et à une température donnée.

La température et la salinité de l'eau influent sur le coefficient volumique de transfert d'oxygène $K_L a$ [2].

• Coefficient volumique de transfert d'oxygène

La concentration en oxygène dissous à saturation C^* , exprimée en g/m^3 , est donnée en fonction de la température, de la pression atmosphérique et de la salinité par la norme NF EN 25814. Elle peut-être mesurée *in situ* par un dosage chimique en suivant la norme NF EN 25813 [2].

• Capacité d'oxygénation standard

La capacité d'oxygénation standard CO_{St} est la masse d'oxygène transférée par heure dans les conditions standards [2] :

- température de l'eau $T = 20^\circ\text{C}$,
- pression atmosphérique $P = 101,3\text{ kPa}$,
- concentration nulle en oxygène dissous,
- le bassin d'aération est rempli d'eau claire, le dispositif d'aération fonctionnant dans des conditions opératoires données.

La capacité d'oxygénation standard CO_{St} s'écrit selon l'équation suivante :

$$CO_{St} = k_L a_{20} \times C^*_{(20;101,3+\Delta P)}$$

avec CO_{St} capacité d'oxygénation standard (en $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$),
 $K_L a_{20}$ coefficient volumique de transfert d'oxygène à 20°C ,

$C^*_{(20;101,3+\Delta P)}$ concentration à saturation à 20°C et à la pression ($101,3\text{ kPa} + \Delta P$) kPa (en $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$).

• Apport horaire en oxygène standard

L'apport horaire en oxygène standard AH_{St} est la masse d'oxygène transférée par heure dans les conditions standards définies précédemment dans le volume total du bassin d'aération rempli d'eau claire, le dispositif d'aération fonctionnant dans des conditions opératoires données [2] :

L'apport horaire en oxygène standard CO_{St} s'écrit selon l'équation suivante :

$$AH_{St} = 10^{-3} CO_{St} \times V$$

avec AH_{St} apport horaire en oxygène standard (en $\text{kg O}_2 \cdot \text{h}^{-1}$),
 CO_{St} capacité d'oxygénation standard (en $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$),
 V volume du bassin d'aération (en m^3).

• Apport spécifique brut standard

L'apport spécifique brut standard ASB_{St} est le rapport entre l'apport horaire en conditions standard et la puissance électrique globale mesurée pendant l'essai d'aération. Il est défini par l'équation [2] :

$$ASB_{St} = \frac{AH_{St}}{P_W}$$

avec	ASB_{St}	apport spécifique brut standard (en kg O ₂ . kWh ⁻¹),
	AH_{St}	apport horaire en oxygène standard (en kg O ₂ . h ⁻¹),
	P_W	puissance électrique absorbée (en kW).

• Rendement d'oxygénation standard

Pour les systèmes d'insufflation d'air, le rendement d'oxygénation standard RO_{St} est le rapport entre l'apport horaire d'oxygène standard et la masse d'oxygène injectée.

Cette masse d'oxygène injectée est égale au produit du débit d'air par la masse volumique de l'oxygène et par le pourcentage volumique de l'oxygène dans l'air. Le rendement d'oxygénation standard s'écrit alors selon l'équation :

$$RO_{St} = 100 \times \frac{AH_{St}}{0,2095 \times Q_A \times \rho_{O_2}}$$

avec	RO_{St}	rendement d'oxygénation standard,
	AH_{St}	apport horaire en oxygène standard (en kg O ₂ . h ⁻¹),
	Q_A	débit de l'air (en Nm ⁻³ .h ⁻¹) (aire sec, $P = 101,3$ kPa, $T = 0$ °C),
	ρ_{O_2}	masse volumique de l'oxygène à 0 °C (1,43 kg. m ⁻³),
	0,2095	pourcentage volumique de l'oxygène dans l'air.

Remarque

La masse d'oxygène peut-être calculée pour toute autre condition de température et de pression si le débit de l'air et la masse volumique de l'oxygène sont également exprimés dans ces mêmes conditions [2].

• Rendement d'oxygénation spécifique standard

Le rendement d'oxygénation spécifique standard RO_{St}/m est le pourcentage d'oxygène dissous par mètre d'immersion du diffuseur dans les conditions standards. Le RO_{St}/m est le rapport entre le rendement d'oxygénation standard et la profondeur d'immersion des diffuseurs.

Il est défini par l'équation [2] :

$$RO_{St}/m = \frac{RO_{St}}{H_D}$$

avec	RO_{St}/m	rendement d'oxygénation spécifique standard,
	RO_{St}	rendement d'oxygénation standard,
	H_D	profondeur d'immersion des diffuseurs (en m).

• Nombre de transfert

Il est possible de définir des nombres adimensionnels caractéristiques du transfert d'oxygène.

Ces nombres sans dimension, appelés « nombres de transfert », sont notés $N_{T(AS)}$ pour les aérateurs de surface et $N_{I(AS)}$ pour les systèmes d'insufflation d'air [2].

• Aération de surface

Le nombre sans dimension, appelé nombre de transfert, noté $N_{T(AS)}$ est défini selon l'équation ci-dessous pour caractériser la capacité d'oxygénation des aérateurs mécaniques de surface [2] :

$$N_{T(AS)} = \frac{AH_{St}}{d^3 C^*_{(20;1013)}} \times \left(\frac{v}{g} \right)^{0,33} = \frac{K_L a V}{d^3} \times \left(\frac{v}{g} \right)^{0,33}$$

avec	$C^*_{(20;1013)}$	concentration à saturation à 20 °C et à la pression (101,3 kPa) (en kg.m ⁻³),
	AH_{St}	apport horaire en oxygène standard (en kg O ₂ . h ⁻¹),
	d	diamètre du mobile d'aération (en m),
	v	viscosité cinématique de l'eau (en m ² .s ⁻¹),
	g	accélération de la pesanteur (m.s ⁻²).

• Insufflation d'air

Le nombre sans dimension, appelé « nombre de transfert », noté $N_{I(AS)}$ est défini selon l'équation ci-dessous pour caractériser l'efficacité des systèmes d'insufflation d'air [2] :

$$N_{I(AS)} = \frac{K_L a_{20}}{U_G} \left(\frac{v^2}{g} \right)^{1/3}$$

avec	$K_L a_{20}$	coefficient volumique de transfert d'oxygène à 20 °C,
	U_G	vitesse superficielle de gaz (en m/s) débit d'air normal Q_A (en Nm ⁻³ .s ⁻¹) divisé par la surface du radier du bassin Ω (en m ²),
	v	viscosité cinématique de l'eau (en m ² .s ⁻¹),
	g	accélération de la pesanteur (en m.s ⁻²).

■ Principe et méthode de la mesure des performances en eau claire

La mesure des performances des systèmes d'aération est effectuée selon la méthode de réoxygénation en eau claire [2] :

Le bassin est rempli d'eau claire, autrement dit une eau du robinet, ou eau de rivière équivalente en qualité. Le système d'aération est mis en marche continue plusieurs heures avant la mesure de transfert (mise à saturation en oxygène de l'eau, rodage des réducteurs, purge et vérification de l'étanchéité du circuit de distribution d'air. Les capteurs oxymétriques sont placés dans le bassin et étalonnés *in situ*. Du chlorure de cobalt est introduit dans l'eau pour catalyser la réaction de désoxygénation de l'eau. La concentration en oxygène dissous est ensuite amenée à zéro par addition de sulfite de sodium. Le dispositif d'aération, fonctionnant dans les conditions opératoires à étudier, l'évolution de la concentration de l'oxygène dissous est suivie en fonction du temps près oxydation complète de sulfite de sodium [2].

• Pour un réacteur complètement mélangé, un bilan de matière permet d'écrire l'évolution de la concentration en oxygène dissous en fonction du temps, selon l'équation suivante :

$$\frac{dC}{dt} = K_L a_T (C^*_{(T;P+\Delta P)} - C)$$

avec	$K_L a_T$	coefficient volumique de transfert d'oxygène à T °C,
	$C^*_{(T;P+\Delta P)}$	concentration à saturation à la température T et à la pression $P + \Delta P$,
	C	concentration en oxygène dissous à l'instant t .

Si C^* est considéré comme constant, cette équation s'intègre sous la forme :

$$\ln(C_{(T;p+\Delta P)}^* - C) = -K_L a_T t + (C_{(T;p+\Delta P)}^* - C_0)$$

avec C_0 concentration en oxygène dissous à l'instant $t = 0$ (en g/m³).

• **L'évolution de la concentration d'oxygène dissous** en fonction du temps s'exprime donc selon l'expression :

$$C = C_{(T;p+\Delta P)}^* - (C_{(T;p+\Delta P)}^* - C_0) \exp(K_L a_T t)$$

■ Critères du transfert d'oxygène avec biomasse épuratrice

• Les **performances d'oxygénation des systèmes d'aération**, en présence de la biomasse épuratrice des stations d'épuration (appelée « boues », « boues activées » ou « liqueur mixte »), sont décrites à partir des critères utilisés pour l'eau claire. Les définitions de ces critères sont identiques aux précédentes en remplaçant les termes « eau claire » par « boues ». Par ailleurs, l'exposant ('), ou l'indice B, sont ajoutés pour indiquer qu'il s'agit de performances d'oxygénation obtenues en présence de la biomasse épuratrice.

• Les **critères du transfert en boues** sont les suivants [2] :

- coefficient volumique de transfert d'oxygène : $K_L a_T$;
 - concentration en oxygène dissous à la saturation : $C_{B(T;p+\Delta P)}^*$
- égale au produit de la saturation en eau claire par le facteur β selon l'expression :

$$C_{B(T;p+\Delta P)}^* = \beta C_{(T;p+\Delta P)}^*$$

• Il s'agit de la **concentration d'oxygène dissous** dans les boues en l'absence de consommation d'oxygène dissous par la biomasse épuratrice. β peut être déterminé à partir de mesures (capteur électronique) de la concentration en oxygène dissous à saturation dans l'eau claire $C_{B(T;p+\Delta P)}^*$ d'une part, est dans l'eau épurée $C_{(T;p+\Delta P)}^*$ d'autre part, dans des conditions expérimentales strictement nécessaires.

Remarque

Le facteur β dépend de la salinité et du type d'eaux traitées. Pour une eau usée urbaine, β est compris dans la gamme [0,95 – 0,99]. Une valeur de 0,98 est, la plupart du temps, admise.

• Les **grandeurs caractéristiques** sont :

- la **capacité d'oxygénation standard** CO_{St} ;
- l'**apport horaire d'oxygène standard** AH_{St} ;
- l'**apport spécifique brut standard** AHB_{St} ;
- le **rendement d'oxygénation standard** RO_{St} ;
- le **rendement d'oxygénation spécifique standard** $RO_{St/m}$;
- le **facteur alpha** qui est le rapport entre le coefficient de transfert en boues et le coefficient de transfert en eau claire, dans les mêmes conditions de réglage de l'aération et de température. Son expression est donnée par l'équation suivante :

$$\alpha = \frac{K_L a_T}{K_L a_T}$$

■ Détermination des performances d'oxygénation en boue activée

Quatre méthodes peuvent être mises en œuvre pour déterminer les performances de transfert en boues des systèmes d'aération :

- méthode de réoxygénation des boues ;
- méthode au peroxyde d'hydrogène ;
- méthode des bilans gazeux ;
- méthode basée sur la mesure de la vitesse de consommation d'oxygène par les micro-organismes ou respiration R.

Nous ne détaillerons pas, dans cet article, ces différentes méthodes. Pour ceux qui veulent aller plus loin, nous leur conseillons de consulter l'ouvrage [2].

2.4.2.5 Systèmes d'aération forcée en procédés biologiques d'épuration

■ Aération de surface

Les aérateurs de surface assurent la dissolution d'oxygène par projection dans l'air du liquide à aérer. Interviennent également, de manière plus marginale dans le transfert d'oxygène, l'introduction dans le liquide des bulles formées lors de la retombée de l'eau projetée et le renouvellement de la surface libre du liquide.

Ces aérateurs assurent une double fonction d'aération et de brassage : une vitesse de l'ordre de 0,3 m/s au voisinage du fond, associée à des durées de marche supérieures à 30 min par cycle, est recommandée pour prévenir la formation de dépôts.

Trois types d'aérateurs de surfaces sont différenciés [2] :

- turbines lentes ;
- brosses ;
- turbines rapides.

■ Insufflation d'air

À l'opposé des aérateurs de surface, qui assurent la dissolution d'oxygène par projection dans l'air du liquide à aérer, ces dispositifs assurent la dissolution (oxygène par injection de bulle d'air dans le liquide.

• Les systèmes d'insufflation d'air assurent également une **double fonction d'aération et de brassage**. Mais, contrairement aux aérateurs de surface, l'efficacité du mélange air/boues et du maintien en suspension des boues ne dépend pas de la concentration des boues.

• De plus, l'insufflation d'air présente **plusieurs avantages** par rapport à l'aération de surface :

- fiabilité de la fourniture d'oxygène par l'installation d'un surpresseur de secours ;
- modularité de la fourniture d'oxygène par la mise en place de surpresseurs de puissances différentes ou à vitesse variable ;
- élévation de température des boues ;
- maîtrise des niveaux sonores (surpresseurs isolés ou capotés) ;
- performances d'oxygénation élevées pour la diffusion d'air en fines bulles (en l'absence de défauts de conception et de colmatage).

• Cette voie technique présente cependant des **coûts d'investissement plus élevés** que l'aération de surface, car il est nécessaire de prévoir :

- le relèvement des diffuseurs d'air en fines bulles à membranes, sans vidange du bassin d'aération ;
- plusieurs surpresseurs de puissances différentes ou à vitesse variable ;
- un surpresseur de secours.

Les coûts d'exploitation sont impactés, eux, par la nécessité de renouveler les diffuseurs d'air au bout de quelques années.

■ Insufflation d'air couplée avec une agitation

Les fonctions d'aération (par insufflation d'air) et de brassage (par des agitateurs mécaniques séparés) peuvent être couplées. Ce couplage présente un avantage en terme d'efficacité du transfert d'oxygène et la dissociation des fonctions permet d'assurer un mélange des boues et des eaux usées durant les phases d'arrêt de l'aération, améliorant ainsi l'efficacité de la dénitrification.

Ces systèmes sont installés, soit en chenaux, soit en bassins cylindriques.

■ Insufflation d'air couplée avec une agitation

L'utilisation d'oxygène pur dans les bassins biologiques permet de traiter certains types d'effluents industriels très chargés, ou de

faire face à des surcharges organique, lors de périodes estivales ou de vendage par exemple, en accroissant la capacité de traitement de l'installation existante.

- Le **recours à l'oxygène pur** permet d'accroître la pression partielle en oxygène du gaz utilisé et, donc, la concentration en oxygène à saturation dans le bassin. Selon la loi de Henry, passer d'une proportion volumique d'oxygène de 21 %, dans l'air, à 100 %, en présence d'oxygène pur, permet de multiplier la concentration en oxygène à saturation par un facteur 4,7.

- On peut nommer deux types de systèmes à oxygène pur :

- **systèmes fermés** avec recirculation du ciel gazeux maintenu à une pression partielle en oxygène élevée par un contrôle de la teneur en oxygène dans le ciel gazeux ;
- **systèmes ouverts** sans recirculation de l'air enrichi. L'oxygène est injecté à l'aide de systèmes déprimogènes (turbines, hélices ou d'éjecteurs).

Dans ce type de système, la liqueur mixte est pompée et mélangée à l'oxygène dans un venturi, où elle est sursaturée. Une acidification du milieu a lieu lorsque l'oxygène pur est utilisé. Le dioxyde de carbone produit par la biomasse n'étant plus extrait par les bulles de gaz. Une régulation du pH à l'aide d'un ajout de soude est donc nécessaire.

2.4.2.6 Apports de l'automatisation – Régulation

Les capteurs et analyseurs en continu sont maintenant incontournables 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/dénitrification 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 les 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 les différentes stratégies possibles pour obtenir le meilleur résultat au meilleur coût en fonction des possibilités de chaque étape de traitement.

2.4.2.7 Dimensionnement du clarificateur

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 (en m³/(m² · 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 :

$$V_c = IB \times C_b$$

avec V_c volume corrigé (en mL/L),
IB indice de boue, défini ci-avant (en mL/g),
C_b concentration des boues (en g/L).

La figure 7 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 du tableau 4.

- Pour assurer la présence d'une zone d'eau clarifiée en surface, une sédimentation et un épaississement des boues corrects, une profondeur de 2 à 3,5 m à la périphérie de l'ouvrage est nécessaire en fonction du diamètre de l'ouvrage.

La figure 8 donne le schéma de divers types de clarificateurs avec soutirage des boues par gravité, raclage et suction.

2.4.2.8 Modèles de simulation pour dimensionner des boues activées

Le dimensionnement des boues activées se fait de plus en plus par l'utilisation de modèles de simulation.

D'après les résultats d'une enquête internationale effectuée auprès de 96 utilisateurs potentiels de modèles, deux étapes dans l'utilisation des modèles sont considérées comme particulièrement délicates :

- le choix du modèle à utiliser, parmi les modèles disponibles ;
- l'étape de calage de ces modèles (source : <http://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00564735/> [3]).

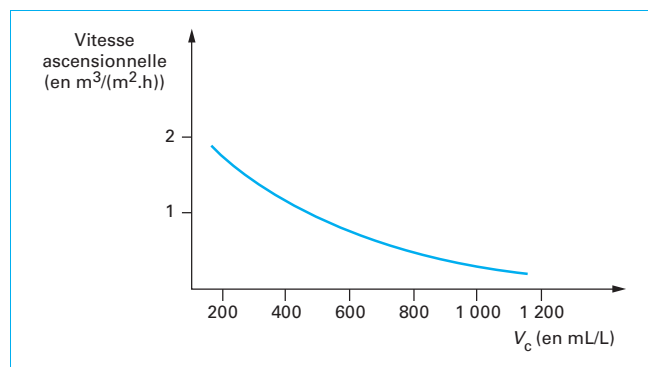


Figure 7 – Vitesse ascensionnelle admissible par un clarificateur à flux vertical en fonction du volume corrigé V_c

Tableau 4 – Vitesses ascensionnelles en fonction du type de Boues activées

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

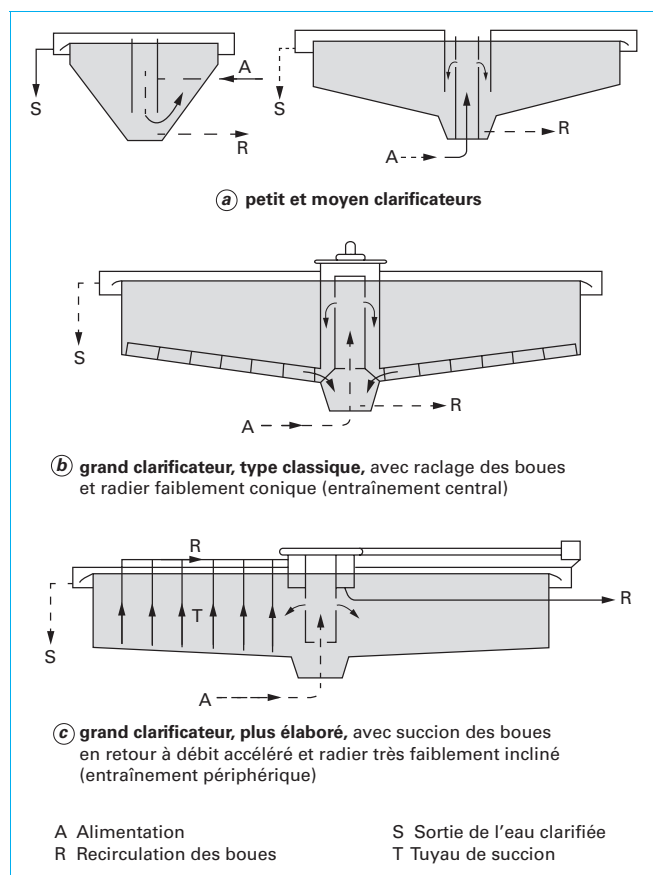


Figure 8 – Clarificateurs secondaires – Exemples

Cette analyse a, par ailleurs, mis en exergue les obstacles limitant l'utilisation, par les praticiens (ingénieurs, bureaux d'études), des outils de modélisation dynamique du traitement des eaux résiduaires : l'absence de documents qui guideraient les modélisateurs tout au long de leur projet a particulièrement été notée. Afin de lever ces verrous, et améliorer la qualité des simulations, un partenariat international a été mis en place suite à un séminaire qui a eu lieu dans le cadre du 4^e IWA World Water Congress à Marrakech en 2004. Le groupe constitué (*Task Group de l'International Water Association (IWA) « Good Modelling Practice »* – GMP – <https://iwa-gmp-tg.irstea.fr/>), a notamment développé un protocole pour l'utilisation des modèles de boues activées en pratique [4].

Une enquête réalisée par le *Task Group* a finalement montré que la « non-utilisation » de modèles était, en grande partie, due au manque de procédures clairement établies permettant de garantir la qualité des projets. Le groupe GMP s'est donc fixé pour objectifs d'élaborer, et de mettre à disposition des praticiens, un protocole d'utilisation des modèles de boues activées qui explicite les données et les méthodes requises.

Le protocole retenu synthétise les procédures publiées dans le domaine de l'épuration des eaux usées, auxquelles s'ajoutent des éléments clés proposés dans les protocoles de modélisation d'autres domaines (l'hydrologie, notamment). L'interaction entre le modélisateur et les parties prenantes d'un projet de modélisation (clients, consultants, chercheurs...) est notamment prise en compte.

Le protocole GMP repose également sur les connaissances échangées lors des discussions qui ont eu lieu dans le cadre de réunions de groupes de travail locaux (tel que le groupe « Modélisation » de l'ASTEE, Association scientifique et technique pour l'eau

et l'environnement (voir le *Pour en savoir plus*)), de *workshops* et de conférences. Il propose une procédure en cinq étapes (figure 9), qui intègre :

- une vue d'ensemble structurée, incluant les boucles de retour vers les étapes précédentes du protocole ;
- l'effort requis (données nécessaires, calage requis, estimation de la durée du projet) en fonction des objectifs du projet de modélisation ;
- des stratégies et procédures de :
 - collecte et analyse des données,
 - caractérisation des effluents, des paramètres de la décantation, de l'hydrodynamique et des processus biologiques ;
- des conseils pour le choix des modèles et leur implantation ;
- une procédure de calage/validation des paramètres ;
- des conseils pour faciliter l'interaction entre le modélisateur et les partenaires du projet ;
- des conseils pour élaborer les documents relatifs au projet ;
- des exemples, incluant les erreurs typiques à éviter.

Chacune des cinq étapes du protocole est examinée et validée par l'ensemble des partenaires du projet avant de passer à l'étape suivante (losanges grisés de la figure 9). Cette validation est basée sur les rapports et autres documents générés lors des cinq étapes.

Les cinq étapes du protocole GMP sont décrites ci-après [5].

■ Définition du projet

La première étape consiste en la définition des objectifs du projet de modélisation. Les différents partenaires du projet, ainsi que leurs responsabilités, sont identifiés. La précision attendue des résultats de simulation est définie dès ce stade, de même que les besoins et les contraintes en termes de données, de compétences, de délais et de livrables, afin de fixer le budget et les échéances.

À partir de la définition du projet, un document de suivi est élaboré. Ce document évolutif comprend une description de chacune des étapes, et est validé à chacune d'entre elles par l'ensemble des partenaires impliqués.

■ Collecte et analyse des données

C'est l'une des principales étapes d'un projet de modélisation et elle peut représenter plus d'un tiers du temps consacré au projet. Cette étape est relative aux données nécessaires pour alimenter et valider les modèles. La procédure proposée inclut la description des différentes sources de données, leur type, les données requises en fonction des objectifs du projet et les outils pour analyser et, éventuellement, réconcilier les données.

L'analyse et la validation des données reposent sur la procédure schématisée de la figure 10.

Les ratios typiques, qui caractérisent les eaux brutes et les eaux décantées (par exemple, DBO_5/DCO ...) et d'autres indicateurs (MVS/MES, production de boues...), sont également fournis afin de faciliter l'étape de validation des données.

Cette étape repose également largement sur la vérification des bilans matières, notamment à l'aide du paramètre phosphore, seul élément conservé en entrées et sorties (eau, boues) de la station d'épuration.

■ Construction et évaluation du modèle de la station d'épuration

Un modèle de la station d'épuration est constitué de plusieurs sous-modèles interconnectés qu'il convient de choisir avec soin. Les objectifs du projet déterminent les limites du système, les procédés qui seront modélisés, ainsi que le niveau de détail requis (nombre de files modélisées, par exemple).

L'étape de construction du modèle consiste à connecter les sous-modèles, à relier le modèle complet obtenu aux bases de données *ad hoc* (données d'entrée, d'exploitation...), et à définir la forme sous laquelle seront présentés les résultats de simulation (graphes, figures, tableaux de données...). Cette étape est finalisée par la vérification fonctionnelle du modèle obtenu.

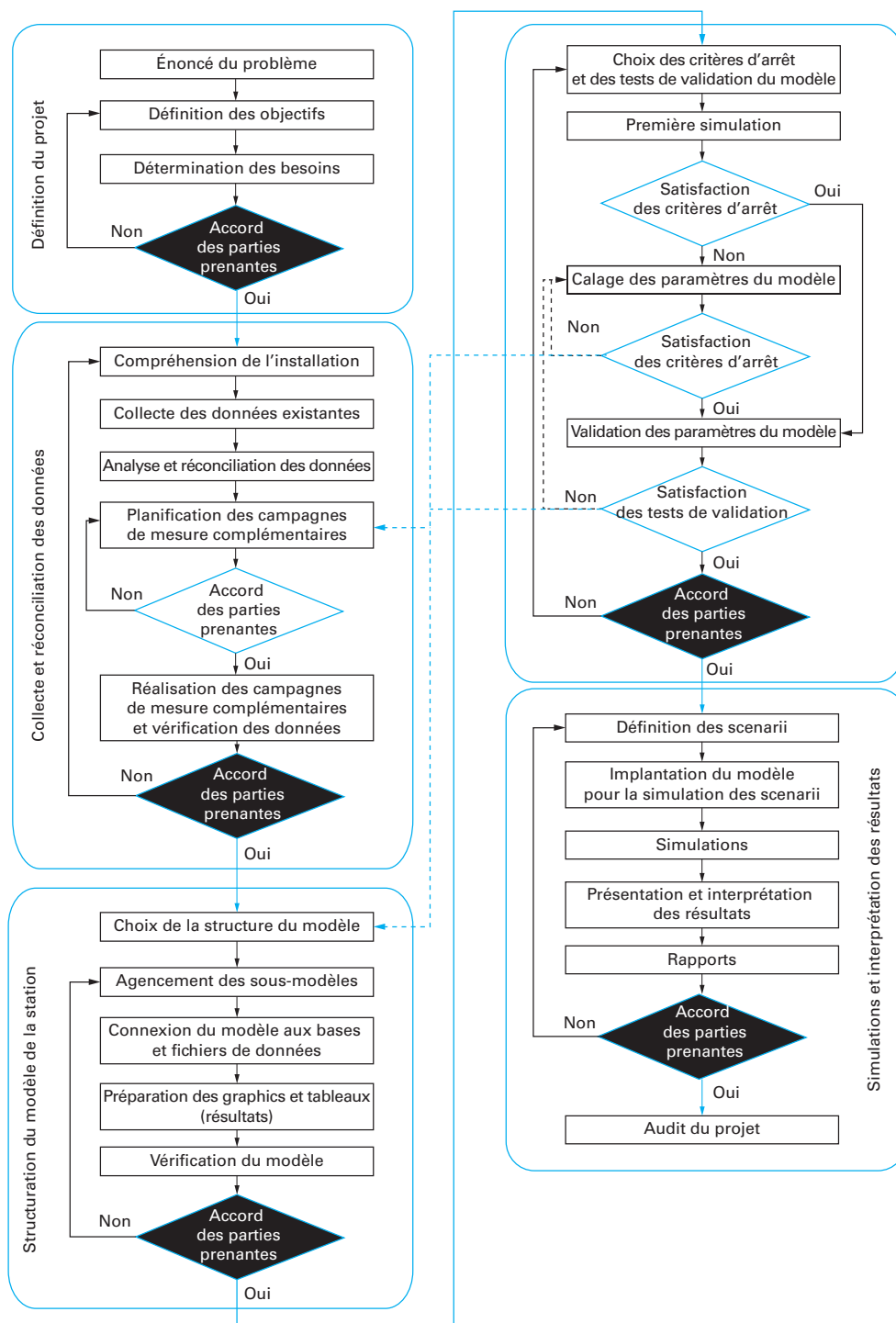


Figure 9 – Protocole GMP

Calage et validation du modèle

Le calage d'un modèle peut être décrit comme l'ajustement de ses paramètres de manière à faire correspondre les données simulées aux données expérimentales. La qualité des résultats de simulation est évaluée pour des variables spécifiques – les variables cibles – dont les valeurs doivent être comprises dans un intervalle spécifié au sein des objectifs du projet et ajustées à ce stade.

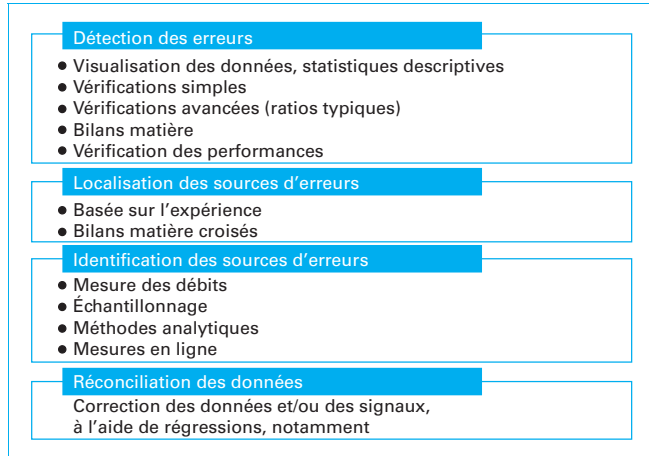


Figure 10 – Procédure d'analyse / réconciliation des données

Des tests de validation sont réalisés de manière à garantir l'utilisation du modèle avec la précision requise pour atteindre les objectifs fixés. Ils permettent, notamment, de définir le domaine d'utilisation du modèle, en lien avec la précision requise.

Simulation et interprétation des résultats

Cette dernière étape de la procédure consiste en :

- la définition des scénarii à simuler ;
- l'implantation du modèle ;
- les simulations elles-mêmes ;
- la présentation et l'interprétation des résultats.

Finalement, la documentation concernant le projet doit permettre à chacun de ses acteurs de vérifier les résultats des simulations et, si nécessaire, de reproduire le projet à l'identique. La procédure se termine lorsque l'ensemble des partenaires du projet valide les résultats.

Une matrice d'applications

En plus des procédures permettant de mener à bien les projets, une matrice d'applications a été élaborée (figure 11). Elle est constituée de quatorze exemples relatifs à l'utilisation de modèles pour le dimensionnement des stations d'épuration, l'optimisation de leur fonctionnement et la formation.

Deux exemples spécifiques au traitement des eaux résiduaires industrielles sont également décrits. Pour chacun de ces exemples, l'effort requis pour atteindre les objectifs fixés est évalué, et les éléments permettant de mener à bien chacune des étapes du protocole y sont détaillés.

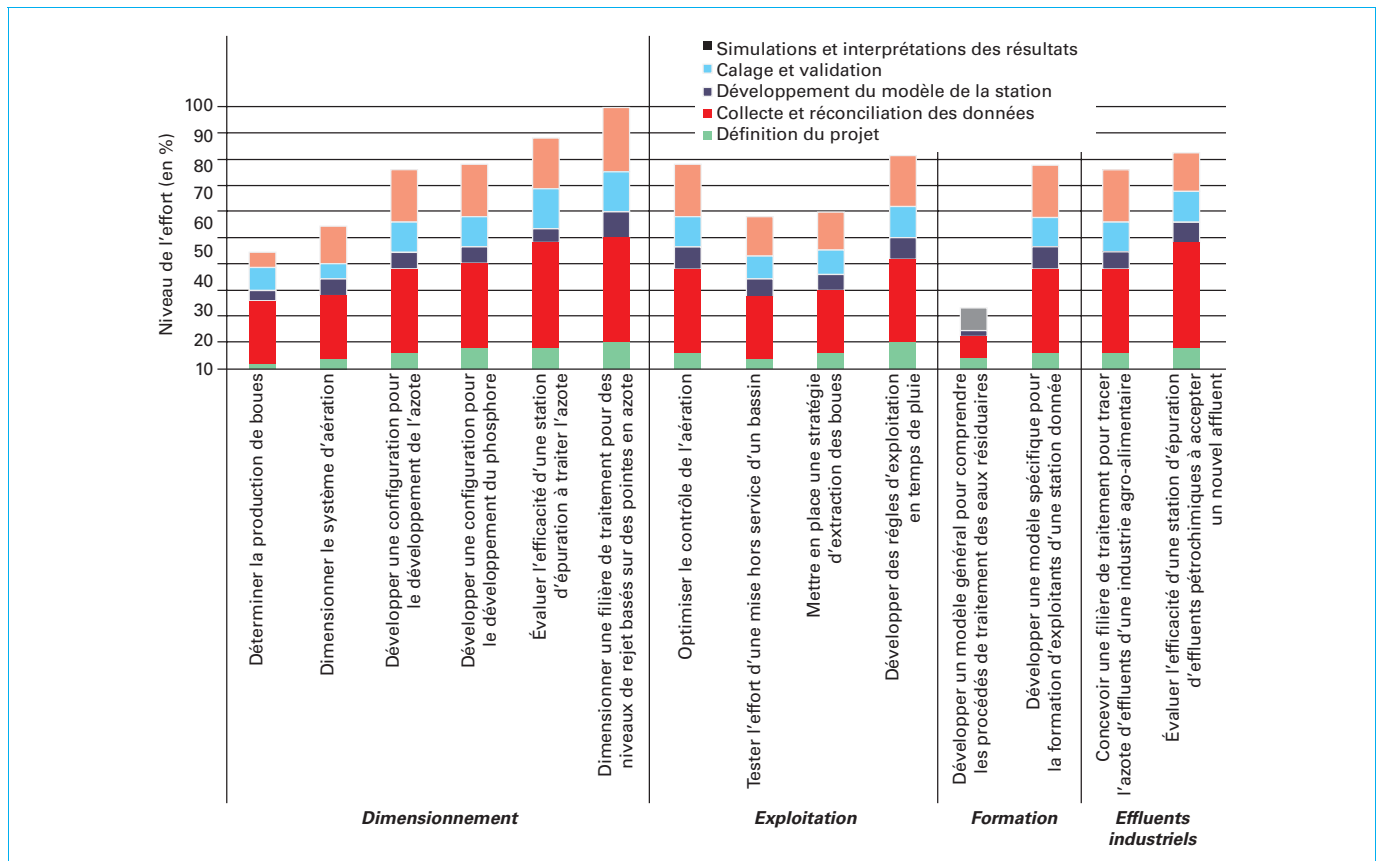


Figure 11 – Effort global requis pour différents exemples d'application

Remarque

Les constructeurs développent leurs propres logiciels de dimensionnement à partir de pilotes de laboratoires et des retours d'expérience des stations d'épuration.

Un exemple de bases de dimensionnement d'une boue activée aération-prolongée est donné dans le tableau 5.

2.4.3 Exploitation

Le tableau 6 présente les différentes causes de dysfonctionnement et donne les solutions pour y remédier.

Remarque

L'indice de Mohlman (IM) est l'indice de décantation des boues. Cet indice définit (en millilitres) le volume de boues activées décanté en 1/2 heure par rapport à la masse de résidu sec de cette boue (en grammes de matières). Il est aussi appelé Indice volumétrique de Lodo (IVL) ou indice de boues (IB).

L'essai est exécuté dans une éprouvette de 1 litre que l'on remplit d'une liqueur mixte prélevée dans le bassin de traitement biologique. Puis, on note le volume de boue après 30 minutes.

$$IM = V/P$$

avec V volume occupé par la boue (mL),
 P poids sec (g).

Si IM inférieur à 50 mL/g : mauvaise décantabilité (les floccs ne sont pas assez concentrés).

Si IM est compris entre 80 mL/g et 150 mL/g : bonne décantabilité.

Si IM supérieure à 150 mL/g : phénomène de *bulking* (foisonnement de bactéries filamenteuses).

2.4.4 Performances

Le tableau 7 présente les performances que l'on peut attendre d'une boue activée Aération prolongée.

2.4.5 Avantages et inconvénients

Inconvénients

Les inconvénients sont les suivants :

- coût d'investissement élevé ;
- exploitation rigoureuse nécessaire par un personnel très qualifié et ayant suivi une formation adéquate. En particulier le suivi électromécanique reste très complexe (voir **Nota**) ;
- coût d'exploitation élevé, en particulier pour les petites installations, annuellement de 4 à 8 % du coût d'investissement ;
- production de boues conséquente nécessitant un traitement adapté suivant la capacité des ouvrages ;
- coût énergétique plus élevé que pour une filière rustique.

Nota En effet, les pièces à surveiller, entretenir, voire réparer ou changer, sont nombreuses :

- rampes de diffuseurs immergées ;
 - nombreux conduits et raccords ;
 - nombreux automates électromécaniques ;
 - installation électrique complexe, surpresseur, pompes (7 minimum).
- Par ailleurs, la filière boues doit être gérée quotidiennement (épaississement et stockage).

Avantages

Les avantages d'une boue activée sont les suivants :

- procédé éprouvé permettant d'obtenir les performances de traitement les plus élevées quand il est bien exploité ;

- procédé adapté aux charges organiques importantes ;
- procédé adapté au traitement poussé du phosphore ;
- procédé adapté pour les réseaux séparatifs, ou unitaires, associés à un bassin d'orage ;
- emprise foncière limitée (pour les ouvrages de traitement : 0,5 à 2,5 m²/eq. – hab.).

2.5 Boues activées par traitement séquentiel combiné (réacteur SBR)

2.5.1 Principe

Cette technique d'épuration repose sur la dégradation par voie aérobie de la pollution par mélange intégral des micro-organismes épurateurs et de l'effluent à traiter. Cette opération est réalisée à l'intérieur d'un ouvrage unique incluant deux phases :

- l'une correspondant à l'épuration proprement dite ;
- la seconde à la décantation et au rejet de l'effluent.

Ce procédé est plus compact que la filière boues activées aération prolongée avec décantation séparée.

5 phases ou cycles

Les cycles comprennent :

- une **phase de remplissage** avec dénitrification et relargage du phosphore ;
- une **phase d'agitation** : dénitrification ;
- une **phase d'aération** : oxydation du carbone, nitrification et absorption du phosphore ;
- une **phase de décantation** : séparation eau / boues ;
- une **phase de vidange** : vidange des eaux traitées et extraction des boues.

Équipements et processus

Le bassin est équipé d'un système de contrôle du niveau associé à un automate qui orchestre les différentes séquences.

La construction d'un bassin de pollution est un atout supplémentaire.

L'effluent est admis pendant la phase dite d'« aération ». Lorsque le niveau haut est atteint, l'alimentation est arrêtée et une phase de traitement débute. La décantation intervient ensuite (arrêt de l'agitation et de l'aération).

Après décantation, la phase de vidange des eaux épurées vers le milieu naturel s'effectue jusqu'à niveau bas, suivie d'une extraction des boues en excès vers un silo de stockage.

Un nouveau cycle est activé avec autorisation d'alimentation.

L'oxygénation des boues est assurée par une soufflante, ou un surpresseur, qui est aussi susceptible d'alimenter un « air lift » pour la vidange de l'effluent installé à la place d'une pompe de vidange sur flotteur.

Les boues excédentaires sont extraites automatiquement du bassin à la fin des périodes de vidange du surnageant (trois fois par jour) par l'intermédiaire d'une pompe d'extraction.

Certains concepteurs ont implanté à l'aval du SBR une lagune de finition par laquelle transite l'effluent traité qui est susceptible de faire office de stockage des boues produites (figure 12).

2.5.2 Bases de dimensionnement

2.5.2.1 Volume

Le dimensionnement du volume du réacteur se réalise à partir de la charge massique qui dépend du rendement du réacteur souhaité et de la concentration en solide présent dans le réacteur.

Tableau 5 – Exemple de dimensionnement d’une boue activée – aération

(source : Agence de l’Eau Rhin-Meuse – 2007)

Paramètres	Unités	Valeurs standard (bibliographie)	Valeurs préconisées par AERM
Prétraitement			
Espacement des barreaux dégrillage	cm	3	3
Vitesse ascensionnelle du dégraisseur	m/h	20	20
Temps de séjour dans le dessableur/dégraisseur	mn	10 à 15	10 à 15
Bassin d’anoxie			
Temps de passage	h	1	1
Bassin d’aération			
Besoin en oxygène	kgO ₂ /kgDBO ₅ éliminé	1,7	1,7
Temps d’aération	h	14	14
Puissance d’aération	W/m ³	30 à 40 pour un aérateur de surface 10 à 20 pour un aérateur de fines bulles	30 à 40 pour un aérateur de surface 10 à 20 pour un aérateur de fines bulles
Profondeur du bassin			
Turbine (hauteur maximale)	m	3	3
Insufflation d’air (hauteur minimale)	m	3	3
Insufflation d’air (hauteur préconisée)	m	4 à 6	4 à 6
Charge massique	kgDBO ₅ /kgMVS/j	< 0,1	< 0,1
Charge volumique	kgDBO ₅ /m ³ /j	0,35	0,35
Concentration en boues	gMS/l	4 à 5	4
Temps de séjour	h	24	24
Clarificateur			
Vitesse ascensionnelle au débit maximal horaire	m/h	0,6	0,6
Hauteur périphérique	m	2 m en séparatif 2,5 m en unitaire	2 m en séparatif 2,5 m en unitaire
Pente du radier (statique/raclé)	° (degrés)	> 55 / > 5	> 55 / > 5
Recirculation pour le débit maximal horaire	%	100	1-120
Temps de passage dans la zone de contact	min	400	300
Stockage des boues			
Durée de stockage minimale en cas de valorisation agricole des boues*	mois	9 minimum	9 minimum ⇒ chercher à dimensionner pour 12 mois dès que possible (avis OIEau)
* à adapter aux contraintes locales d’épandage			

Tableau 6 – Principaux dysfonctionnements observés – Causes et solutions

(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Fuites de boues	Surcharge hydraulique	Diminuer le volume traité
Remontées de boues en surface du clarificateur	• Période anoxique trop courte dans le bassin d'aération. • Dénitrification au fond du clarificateur : libération de microbulles d'azote et entraînement des boues en surface	Diminuer l'aération dans le bassin d'aération (temps d'anoxie plus important et inhibition partielle de la nitrification)
Mauvaise décantabilité de la boue malgré une bonne épuration et une eau traitée claire et sans présence notable d'hydrogène sulfuré (présence de filaments)	Temps de séjour des boues dans le clarificateur trop élevé	Augmenter la recirculation
	Raccordement d'industriels ou d'artisans.	Rechercher la source acide
	Effluent à pH anormalement bas (< 6) ou élevé (> 9)	Neutraliser les effluents
	Développement de mycélium (champignons et moisissures)	• Augmenter l'aération • Augmenter la fréquence d'extraction des boues
• Mauvaise décantabilité et aspect floconneux de la boue • Augmentation de l'indice de Mohlmann (voir Remarque) • Odeur d'œufs pourris possible (bulking)	• Effluents septiques : présence d'hydrogène sulfuré. • Explosion de la croissance bactérienne assimilatrice du soufre (<i>beggiatoa</i>, <i>thiothrix</i>, etc.) entraînant un foisonnement filamenteux ⇒ • Développement de boues floconneuses qui s'opposent à la décantation (légèreté et grande surface de frottement) • Surcharge organique (rincage de réseau) avec carence en aération • Défaut de brassage du bassin d'aération	• Rechercher la raison de la septicité des effluents : – retour en tête des égouttures du silo de stockage des boues ; – brassage du bassin d'aération et accumulation de dépôts ; – temps de séjour excessif dans le clarificateur ou dans les réseaux, décantation dans les réseaux • Assurer un brassage correct du bassin d'aération • Augmenter considérablement l'aération et procéder à une extraction plus régulière des boues • Injecter dans le bassin d'aération, si nécessaire, de l'eau de Javel à raison de quelques grammes par m³ ⇒ À manipuler avec prudence, en raison du risque de destruction totale de la macro-flore et de production de composés toxiques (chloramines) • Dissocier les fonctions « épaissement » et « stockage » des boues (stations de capacité supérieure à 1 500 équivalents-habitants). Une grille d'égouttage peut utilement assurer l'étape d'épaississement. • Interdire le retour dans la chaîne de traitement des eaux, des égouttures issues du silo de stockage des boues • Augmenter la recirculation pour limiter le temps de séjour dans le clarificateur • Vérifier l'état du racleur de fond du clarificateur. • Lutter contre les émissions d'hydrogène sulfuré dans le réseau d'assainissement (installation de postes d'oxydation, injection d'air ou d'eau, poste de relèvement immergé de sulfate de fer, tours d'oxydation)
• Départ de boues sans changement d'aspect • Augmentation de l'indice de Mohlmann	Augmentation de la concentration en boues dans le bassin d'aération : réaction à un à-coup hydraulique ou à une surcharge temporaire	• Augmenter la recirculation des boues pour stopper l'évolution du voile de boues dans le clarificateur • Procéder à l'extraction des boues pour obtenir des boues plus jeunes, plus décantables
• Développement de mousses d'aspect visqueux en surface des bassins (slim) • Mauvaise décantabilité	Carence notable en azote (effluent non strictement urbain : raccordement d'industriels ou d'artisans)	• Découvrir la source de déséquilibre • Rétablir l'équilibre DBO₅/N/P (100/5/1) par ajout d'urée ou d'acide phosphorique

Tableau 6 – Principaux dysfonctionnements observés – Causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007 (suite))

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Présence de mousses légères en surface des bassins	Présence de tensioactifs dans les effluents reçus (détergents)	Découvrir la source d'apport de tensioactifs
	Effluents protéiques (raccordement probable d'industriels ou d'artisans)	Découvrir la source d'apport d'effluents protéiques
	Boues trop jeunes (extraction trop importante et trop brutale)	Diminuer les volumes d'extraction des boues
	Développement de bactéries de type <i>Nocardias</i> ou <i>Microthrix</i>	- La chloration est le traitement le plus efficace. D'action rapide, elle doit cependant être renouvelée régulièrement tant que la cause biologique du phénomène de moussage n'a pas été éliminée. - L'ajout de réactifs chimiques (anti-mousse, coagulant) est aussi un moyen efficace de lutte contre les mousses, mais ce type de traitement doit être maintenu en permanence. - L'utilisation d'additifs biologiques est d'une faible efficacité.
- Boues faiblement agglomérées - Teneur MES en sortie anormalement élevée	- Croissance dispersée des bactéries - Surcharge organique très importante : traitement en forte charge massique	- Découvrir la source de surcharge - Augmenter l'aération en cas de surcharges temporaires (variations saisonnières). Prévoir une augmentation de la capacité d'aération - Ajouter, en dernier recours, un agent flocculant pour améliorer la décantabilité - Augmenter la fréquence d'extraction des boues afin de diminuer l'âge des boues
Nitrification faible	- Âge des boues trop faible : extraction trop importante - Âge des boues correct : aération trop faible	- Diminuer l'extraction des boues - Augmenter l'aération - Vérifier l'absence de toxiques, le pH et la température de l'effluent
Dénitrification faible	- Temps d'anoxie trop court dans les bassins - Recirculation trop faible de la liqueur mixte (filière anoxie en tête) - Rapport DBO₅/N trop faible	- Diminuer l'oxygénation du bassin d'aération - Augmenter la recirculation de la liqueur mixte - Découvrir la source de déséquilibre. Agir à la source

Tableau 7 – Performances d'une boue activée (source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Types de pollutions traitées efficacement	Avis	Performances chiffrées
Pollution carbonée	Très bonne	DBO ₅ : 90-95 % – 10 mg/L DCO : 80-90 % – 50 mg/L
Pollution en matières en suspension	Très bonne	85-95 % – 15 mg/L
Pollution azotée en NK	Bonne	75-90 % – 10 mg/L
Pollution azotée en NGL	Bonne	60-75 % – 15 mg/L
Pollution phosphorée	Acceptable	40-55 % – 3 mg/L
Pollution bactériologique (E. Coli)	Correcte	1 à 3 unités log

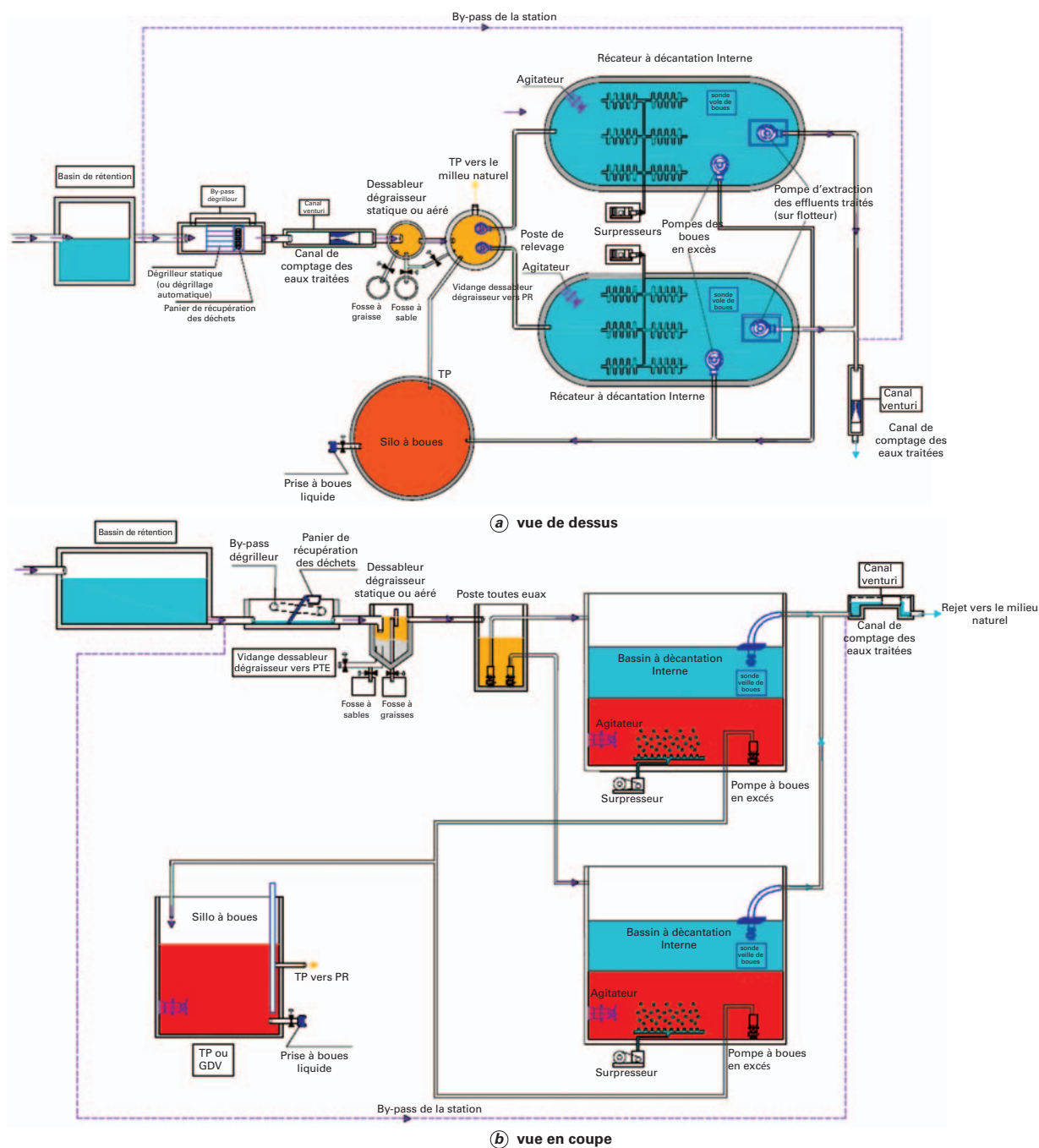


Figure 12 – SBR – Schéma synoptique détaillé (crédit Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Volume nécessaire :

$$V_{\text{nécessaire}} = \frac{DBO_5 \cdot Q}{C_m \cdot MVS} \times 10^{-3}$$

avec $V_{\text{nécessaire}}$ volume (en m³),
 DBO_5 (en kgDBO₅/j),

Q débit en (m³/j),
 C_m charge massique (en kgDBO₅/kgMVS.j),
 MVS concentration en biomasse dans le réacteur (en g/L).

La charge massique C_m est choisie de manière à imposer la rapidité de dégradation par rapport à la biomasse présente.

Pour traiter des effluents à faible charge, on choisit $C_m = 0,1 \text{ kgDBO}_5/\text{kgMVS.j}$.

La concentration de la biomasse (MVS) doit être constante. Elle doit être comprise entre 3 et 5 g.L^{-1} pour un fonctionnement idéal. Ici, elle sera fixée à 3,5 g.L^{-1} .

2.5.2.2 Rayon du bassin

On fixe une hauteur de bassin raisonnable pour trouver le rayon du bassin selon la formule :

$$r = \sqrt{\frac{V_{\text{choisi}}}{\pi \cdot H_{\text{bassin}}}}$$

avec r rayon en (m^3),
 V_{choisi} volume en (m^3),
 H_{bassin} hauteur du réacteur (en m).

Remarque

Si le rayon trouvé donne une valeur aberrante, on recommence avec une nouvelle hauteur de bassin.

2.5.2.3 Aération

Le besoin en oxygène se calcule comme la quantité d'oxygène à fournir pour éliminer la pollution carbonée considérant que, dans le cas présent, la quantité d'oxygène à fournir pour éliminer la pollution azotée est négligeable.

Besoin en Oxygène

$$O_2 \text{ Nécessaire} = a' \cdot DBO_5 + b' \cdot MVS$$

avec $O_2 \text{ Nécessaire}$ quantité d'Oxygène à fournir (en $\text{kg O}_2/\text{j}$),
 DBO_5 (en kgDBO_5/j),
 MVS masse en biomasse dans le réacteur (en kg),
 a' coefficient (en $\text{kg O}_2/\text{kg DBO}_5$),
 b' coefficient (en $\text{kg O}_2/\text{kg MVS.j}$).

Le coefficient a' traduit la demande en oxygène pour éliminer 1 Kg de DBO_5 . Il dépend de la charge massique choisie. Le coefficient b' traduit le besoin en oxygène de la biomasse pour survivre. Il dépend aussi de la charge massique choisie (voir tableau 8).

Aération

$$Aération = \frac{O_2 \text{ Nécessaire}}{\text{Transfert } O_2 \times H_{\text{Bassin}}}$$

avec $O_2 \text{ Nécessaire}$ quantité d'Oxygène à fournir (en $\text{kg O}_2/\text{j}$),
 transfert O_2 (en $\text{kg O}_2/\text{m}^3 \cdot \text{mH}$),
 H_{bassin} hauteur du réacteur (en m).

Tableau 8 – Bases de dimensionnement des lits bactériens (source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Paramètres	Unités	Valeurs standard (bibliographie)	Valeurs préconisées par AERM
Prétraitement			
Espacement entre barreaux de dégrillage	cm	3	3
Vitesse ascensionnelle du dégraisseur	m/h	20	20
Temps de séjour dans le dessableur/dégraisseur	min	10 à 15	10 à 15
Bassin d'aération combiné			
Charge volumique	$\text{kg DBO}_5/\text{m}^3/\text{j}$	/	0,11
Concentration en boues	G MS/L	/	3
Charge massique	$\text{kgDBO}_5/\text{kgMVS}/\text{j}$	/	0,06
Nombre d'ouvrages		/	2
Cycles de fonctionnement	h	/	3 x 8
Volume disponible pour alimentation en eaux brutes	% du volume total	/	50
Profondeur des bassins (insufflation d'air)	mètres	/	4 - 6
Puissance nécessaire	W/m^3	/	15 - 25
Puissance de l'agitateur	W/m^3	/	2 à 4
Silo concentrateur			
Temps de séjour	mois	/	9 minimum $\Rightarrow$ chercher à dimensionner pour 12 mois dès que possible

2.5.2.4 Exemple de bases de dimensionnement d'un réacteur SBR

Le tableau 8 présente un exemple de bases de dimensionnement d'un réacteur SBR.

2.5.3 Exploitation

Le réacteur SBR est un ouvrage utilisé de manière séquentielle (en général trois cycles de huit heures par jour), avec une phase

d'alimentation de l'ordre de quatre heures et une phase de finition du traitement incluant la décantation, la vidange de l'eau traitée et l'extraction des boues en excès pour une durée totale, elle aussi, de quatre heures.

La vidange ne doit pas excéder une heure. Le débit de la pompe de vidange, ou du système spécifique, est en corrélation étroite avec le volume à évacuer pour respecter cette condition.

Se reporter aux données pragmatiques et expérimentelles du tableau 9.

Tableau 9 – Réacteurs SBR – Dysfonctionnements, causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Fuites de boues	Dysfonctionnement du système de gestion	Vérifier l'ensemble des capteurs du système de régulation
Mauvaise épuration	Cycles épuratoires trop courts	Diminuer le nombre de cycles quotidiens
	Insuffisance de boues	Augmenter la teneur en boues
	Surcharge organique	Augmenter le temps d'aération
	Cycle d'aération insuffisant	
Bonne épuration avec une mauvaise décantation et une sortie claire. – présence de filaments ; – pas de présence notable d'hydrogène sulfuré.	Raccordement d'industriels ou d'artisans.	Rechercher la source acide
	Effluent à pH anormalement bas (< 0,6)	Neutraliser les effluents
	Développement de mycélium (champignons et moisissures)	Augmenter l'aération
		Augmenter la fréquence d'extraction des boues
Augmentation de l'indice de Mohlmann. – difficulté à la décantation ; – aspect floconneux des boues (légèreté et grande surface de frottement) et foisonnement filamenteux (explosion de la croissance bactérienne assimilatrice du soufre, telle que <i>beggiatoa</i> , <i>thiothrix</i> , etc.) ; – odeur d'œufs pourris possible (<i>bulking</i>)	Effluents septiques : présence d'hydrogène sulfuré	Rechercher les causes de la septicité des effluents : – retour en tête des égouttures du silo de stockage des boues ; – brassage du bassin d'aération et accumulation de dépôts ; – temps de séjour excessif dans les réseaux ; – décantation dans les réseaux
		Assurer un brassage correct du bassin d'aération.
	Surcharge organique (rinçage de réseau) avec carence en aération	• Dissocier l'épaississement et le stockage des boues pour les stations de capacité supérieure à 1 500 E.H. (suppression du retour vers la chaîne de traitement des eaux des égouttures issues du silo) • Une table d'égouttage peut assurer l'étape d'épaississement. • Installer sur le niveau du réseau, des postes d'oxydation de l'hydrogène sulfuré (poste de relèvement immergé de sulfate de fer, tours d'oxydation, une injection d'air ou d'eau). • Augmenter considérablement l'aération et procéder à une extraction plus régulière des boues. • User, si nécessaire, d'eau de javel à raison de quelques grammes par mètre cube. • La dose létale des cultures filamenteuses est inférieure aux bactéries utiles à l'épuration. Cette application entraîne un risque de destruction totale de la microflore et de production de composés toxiques (chloramines)

Tableau 9 – Réacteurs SBR – Dysfonctionnements, causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007) (suite)

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Augmentation de l'indice de Mohlmann. – difficulté à la décantation ; – aspect floconneux des boues (légèreté et grande surface de frottement) et foisonnement filamenteux (explosion de la croissance bactérienne assimilatrice du soufre, telle que <i>beggiatoa</i> , <i>thiothrix</i> , etc.) ; – odeur d'œufs pourris possible (<i>bulking</i>)	Effluents septiques : présence d'hydrogène sulfuré	Rechercher les causes de la septicité des effluents : – retour en tête des égouttures du silo de stockage des boues ; – brassage du bassin d'aération et accumulation de dépôts ; – temps de séjour excessif dans les réseaux ; – décantation dans les réseaux
		Assurer un brassage correct du bassin d'aération.
		• Dissocier l'épaississement et le stockage des boues pour les stations de capacité supérieure à 1 500 E.H. (suppression du retour vers la chaîne de traitement des eaux des égouttures issues du silo) • Une table d'égouttage peut assurer l'étape d'épaississement.
		Installer sur le niveau du réseau, des postes d'oxydation de l'hydrogène sulfuré (poste de relèvement immergé de sulfate de fer, tours d'oxydation, une injection d'air ou d'eau).
• Augmentation de l'indice de Mohlmann. • Départ de boues (avec un aspect des boues inchangé)	Surcharge organique (rinçage de réseau) avec carence en aération	Augmenter considérablement l'aération et procéder à une extraction plus régulière des boues.
		• User, si nécessaire, d'eau de javel à raison de quelques grammes par mètre cube. • La dose létale des cultures filamenteuses est inférieure à celle des bactéries utiles à l'épuration. Cette application entraîne un risque de destruction totale de la microflore et de production de composés toxiques (chloramines)
• Développement de mousses d'aspect visqueux en surface des bassins (slim). • Mauvaise décantation.	• Carence notable en azote. • Effluent non strictement urbain : raccordement d'industriels ou d'artisans	• Découvrir la source de déséquilibre • Rétablir l'équilibre DBO₅/N/P par ajout d'urée
		Rechercher et traiter la source d'apport de tensioactifs ou d'effluents protéiques
Présence de mousses légères en surface des bassins (développement de type <i>No-cardias</i> ou <i>Microthrix</i>)	• Présence de tensioactifs dans les effluents reçus (détergents) ou effluent protéique. • Raccordement probable d'industriels ou d'artisans	Rechercher et traiter la source d'apport de tensioactifs ou d'effluents protéiques
		Diminuer les volumes d'extraction des boues
• Boues faiblement agglomérées (croissance dispersée des bactéries) • Teneur MES en sortie anormalement élevée	• Surcharge organique très importante : traitement en forte charge massique • Âge de boues trop important (croissance en tête d'épingle)	• Découvrir la source de surcharge • Augmenter l'aération en cas de surcharges temporaires (variations saisonnières). • Prévoir une augmentation de la capacité d'aération. • Ajouter, en dernier recours, un agent flocculant pour améliorer la décantation. • Augmenter la fréquence d'extraction des boues afin de diminuer l'âge des boues

Tableau 9 – Réacteurs SBR – Dysfonctionnements, causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007) (suite)

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Nitrification faible	Âge des boues trop faible : extraction trop importante	Diminuer l'extraction des boues
	Âge des boues correct : aération trop faible	Augmenter l'aération Vérifier l'absence de toxiques, le pH et la température de l'effluent
Dénitrification faible	Temps d'anoxie trop court dans les bassins	Diminuer l'oxygénation du bassin d'aération
	Rapport DBO ₅ /N trop faible (< 20)	Découvrir la source de déséquilibre. Agir à la source.

Tableau 10 – Performances d'un réacteur SBR (source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Types de pollution traitées efficacement	Avis	Performances chiffrées
Pollution carbonée	Très bonne	DBO ₅ : 95 % – 5 mg/L DCO : 90 % – 25 mg/L
Pollution en matières en suspension	Très bonne	90 % – 10 mg/L
Pollution azotée en Nk	Très bonne	95 % – 2 mg/L
Pollution azotée en NGL	Variable	50-80 % – 10-30 mg/L
Pollution phosphorée	Acceptable	50-60 % – 3-5 mg/L
Pollution bactériologique (E. Coli)	Correcte	1 à 3 unités log

2.5.4 Performances

Les performances de ce système sont, en théorie, équivalentes au procédé « boues activées » classique associé à un clarificateur. En réalité, la qualité de l'épuration dépend fortement du suivi des ouvrages qui reste très complexe et requiert des compétences élevées.

Le tableau 10 présente les performances que l'on peut attendre d'un réacteur SBR en cas de très bonne exploitation.

2.5.5 Avantages et inconvénients

■ Avantages

Les avantages d'un réacteur SBR sont les suivants :

- filière compacte ;
- bonne intégration paysagère si l'ouvrage est enterré, mais cela complique l'entretien et les interventions.

■ Inconvénients

Les limites d'un réacteur SBR sont les suivantes :

- gestion nettement plus délicate qu'une installation classique ;
- forte sensibilité aux variations hydrauliques ;
- départs de boues assez fréquents (en raison de la sensibilité du process) ;
- surveillance poussée nécessaire ;
- coût d'investissement élevé ;
- coût d'exploitation élevé.

2.6 Lits bactériens

2.6.1 Principe

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien (voir figure 13) consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux, ou caverneux, qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs (source : FNDAE Document technique n° 22 – voir le *Pour en Savoir plus*).

Une aération est pratiquée, soit par tirage naturel, soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration, s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux.

■ Recommandations

Le garnissage traditionnel des lits bactériens sont la pouzzolane, ou encore les cailloux. Leur taille minimale doit être de 40 mm et leur taille maximale d'environ 80 mm.

La séparation des MES (Matières en suspension) à l'amont du lit doit faire l'objet d'une attention particulière.

Un décanteur primaire doit être installé en tête de station pour protéger ce garnissage du risque de colmatage.

La hauteur de garnissage ne doit pas être inférieure à 2,5 mètres. La pouzzolane doit être de qualité non friable et sa mise en œuvre non brutale.

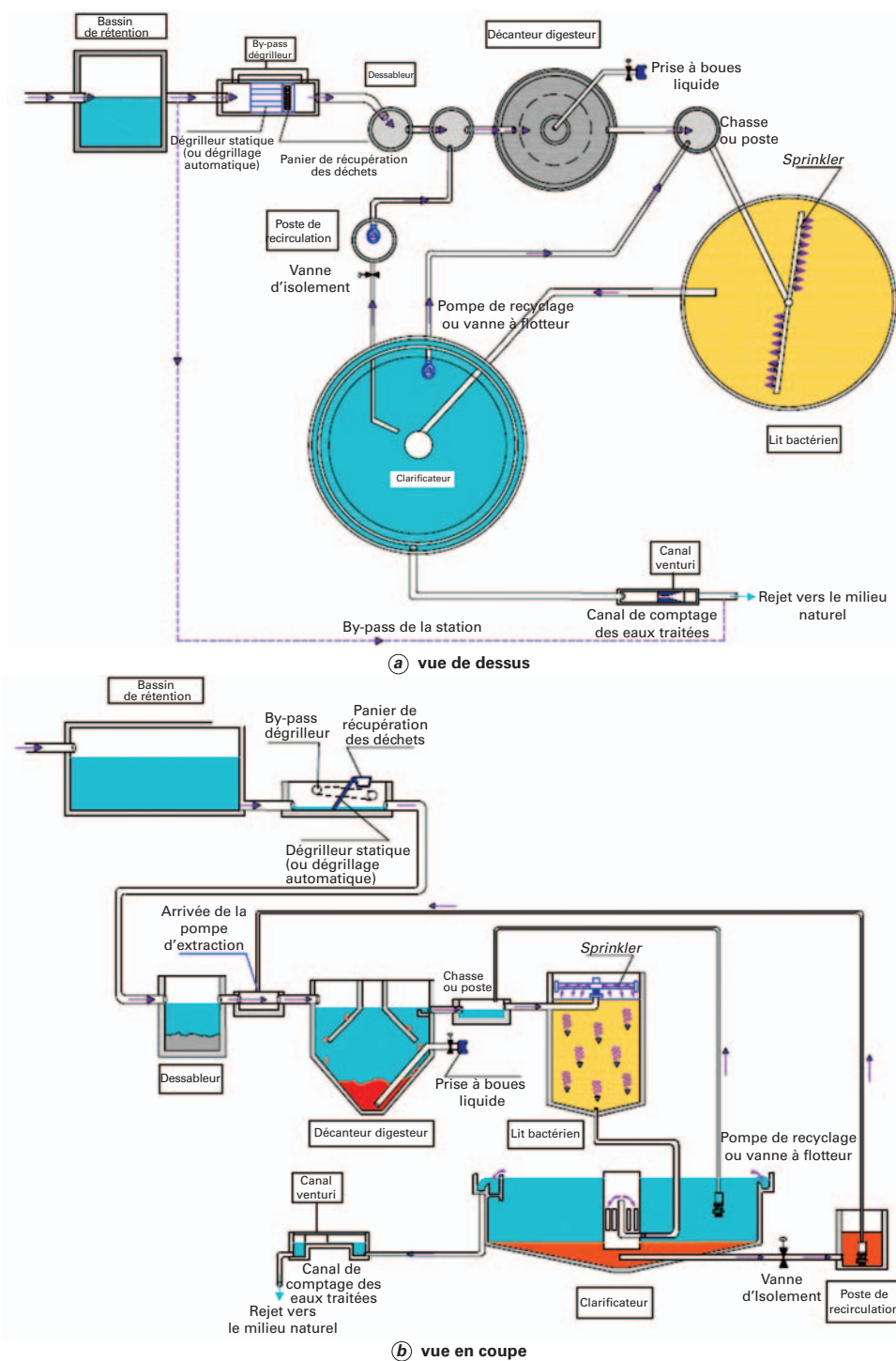


Figure 13 – Lit bactérien – Schéma synoptique détaillé (crédit Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

La hauteur d'un garnissage plastique ne doit pas descendre en-dessous de 4 mètres.

Le décanteur primaire (en général associé à un digesteur) peut être remplacé par un tamisage à maille inférieure à 3 mm. Cependant, dans ce cas, les boues secondaires ne seront pas stabilisées.

■ Modes de recyclage

Différents modes de recyclage peuvent être proposés :

- recyclage d'eau clarifiée directement dans le pot du *sprinkler* ;
- recyclage depuis le fond du clarificateur (eau et boues secondaires concentrées) à l'amont du décanteur primaire ;
- uniquement pour les matériaux plastiques : recyclage du mélange eau + boues issues du lit bactérien, vers le pot du *sprinkler*

(sans décantation préalable) (source : FNDAE Document technique n° 22 – voir le *Pour en Savoir plus*).

2.6.2 Dimensionnement

La DBO éliminée sur un lit bactérien dépend des paramètres suivantes :

- nature de l'eau à traiter ;
- charge hydraulique ;
- température ;
- nature du matériau de remplissage.

Le tableau 11 fournit un exemple chiffré du calcul de dimensionnement en fonction de divers cas de figures.

Tableau 11 – Exemples de bases de dimensionnement des lits bactériens
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Paramètres	Unités	Valeurs standards (bibliographie)		Valeurs préconisées par AERM
Prétraitement				
Espacement des barreaux de dégrillage	cm	3		3
Décanteur digesteur				
Vitesse ascensionnelle	m/h	1 à 1,5		1,5
Temps de séjour	h	1,5		/
Volume de digestion		1 à 1,5 X Volume admis		1,5 X Volume admis
Lit bactérien				
Hauteur de lit matériau traditionnel	m	2,5		2,5
Hauteur de lit matériau plastique	m	4		4
Charge organique				
• Faible charge	kg DBO ₅ /m ³ /j	0,08 à 0,2		0,2
• Forte charge	kg DBO ₅ /m ³ /j	0,7 à 0,2		0,7
• Très forte charge	kg DBO ₅ /m ³ /j	1 à 5		1,1
Charge hydraulique				
• Faible charge	m ³ /m ² /h	0,04 à 0,2		0,4
• Forte charge	m ³ /m ² /h	0,6 à 1,6		1,05
• Très forte charge	m ³ /m ² /h	1,5 à 3		1,05
• Charge maximale	m ³ /m ² /h	40		25
Objectif de rejet	mg DBO ₅	≤ 35	≤ 25	≤ 30
Garnissage traditionnel				
• Vitesse ascensionnelle	m/h	1,2	1	/
• Charge organique	kg DBO ₅ /m ³ /j	0,7	0,4	/
• Hauteur de matériau	m	2,5	2,5	/
• Charge hydraulique	m ³ /m ² /h	1	0,7	/
• Taux de recyclage	%	/	/	200
• Taux de recirculation	%	200	250	20

Tableau 11 – Exemples de bases de dimensionnement des lits bactériens
 (source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007) (suite)

Paramètres	Unités	Valeurs standards (bibliographie)		Valeurs préconisées par AERM
Garnissage plastique				
• Vitesse ascensionnelle	m/h	1,2	1	/
• Charge organique	kg DBO ₅ /m ³ /j	0,7	0,4	/
• Hauteur de matériau	m	4	5	/
• Charge hydraulique	m ³ /m ² /h	2,2	1,8	/
• Taux de recyclage	%	/	/	200
• Taux de recirculation	%	200	250	20
Clarificateur				
Vitesse ascensionnelle	m/h	1		1,4 si recyclage amont primaire, 1,0 si amont lit
Hauteur du périphérique	m	2 (réseau séparatif) 2,5 (unitaire)		2 (réseau séparatif) 2,5 (unitaire)
Pente du radier (statique/raclé)	° (degré)	> 55/ < 5		> 55/ < 5

La formulation mathématique admet que, dans un lit bactérien, les micro-organismes sont en phase de croissance ralentie :

$$\frac{S_f}{S_0} = e^{-K_1 \cdot t}$$

avec S_f DBO₅ de l'effluent clarifié (mg/L),
 S_0 DBO₅ soluble de l'eau d'alimentation du filtre (mg/l),
 t temps de séjour moyen de l'eau dans le lit bactérien,
 K_1 constante dépendant : de la température de l'eau ; du matériau de remplissage ; de la nature de l'effluent à traiter.

La valeur de t est donnée par :

$$t = K_2 \cdot \frac{H}{Q^n}$$

avec H hauteur du lit (en m),
 Q débit par unité de surface horizontale (en m³/m².h),
 K_2 et n constantes.

On a donc :

$$\frac{S_f}{S_0} = \exp\left(-K_1 \cdot K_2 \cdot \frac{H}{Q^n}\right) = \exp\left(-K \cdot A_s \cdot \frac{H}{Q^n}\right)$$

avec S_f DBO₅ de l'effluent clarifié (en mg/L) ;
 S_0 DBO₅ soluble de l'eau d'alimentation du filtre (en mg/L) ;
 K constante de biodégradabilité ;

Tableau 12 – Valeurs de K pour quelques types d'eaux résiduaires

Natures de l'effluent	Valeurs de K
Abattoirs	0,008 2
Laiteries	0,010 8
Conserveries fruits/légumes	0,015 3
Brasseries	0,010 1
Huileries (olives)	0,014
Eaux résiduaires urbaines	0,022 6

A_s surface spécifique du matériau plastique considéré (en m²/m³) ;

n coefficient de remplissage calculé expérimentalement. Il est donné par : $n = 0,91 - 21,48/A_s$.

Le tableau 12 donne les valeurs de K pour quelques types d'eaux résiduaires.

Les performances du lit bactérien sont influencées par la température du biofilm et par celles des eaux appliquées. Une diminution de la température conduit à une diminution de la vitesse de respiration et de transfert de l'oxygène.

L'influence de la température est décrite par la relation :

$$K(T) = K_{20^\circ\text{C}} \times 1,035^{(T-20)}$$

avec T température (en °C).

■ Calcul de la charge hydraulique

La charge hydraulique est donnée par la formule suivante :

$$Q = \left[K \times A_s \times \frac{H}{Ln \left(\frac{S_0}{S_f} \right)} \right]^{1/n}$$

avec	Q	charge hydraulique par unité de surface (en L/m ² .s),
	K	constante de biodégradabilité corrigée,
	H	hauteur de remplissage choisie (en m),
	S_0	concentration en DBO ₅ à l'entrée du lit (en mg/L),
	S_f	concentration en DBO ₅ selon objectif de traitement (en mg/L),
	n	coefficient de remplissage ($0 < n < 1$).

■ Calcul de la surface totale requise du lit

La charge hydraulique est donnée par la formule suivante :

$$S_r = \frac{(Q_{mjs} \times 1000 / 24 / 3600)}{Q}$$

avec	S_r	surface requise (en m ²),
	Q_{mjs}	débit moyen journalier temps sec (en m ³ /j),
	Q	charge hydraulique par unité de surface (en L/m ² .s).

■ Calcul du volume rempli du lit

Le volume rempli du lit est donné par :

$$V_r = S_r \times H$$

avec	V_r	volume rempli (en m ³),
	S_r	surface requise (en m ²),
	H	hauteur de remplissage choisie (en m).

■ Calcul de la surface unitaire d'un lit

Il s'agit de la surface totale requise du lit, divisée par le nombre de lits choisis :

$$S_u = \frac{S_r}{N}$$

avec	S_u	surface unitaire (en m ²),
	S_r	surface requise (en m ²),
	N	nombre de lits choisis.

■ Calcul du diamètre requis du lit

Le diamètre requis du lit bactérien de forme circulaire est calculé par la formule suivante :

$$D_r = \left(4 \times \frac{S_u}{\pi} \right)^{1/2}$$

avec	D_r	diamètre requis (en m),
	S_u	surface requise (en m ²).

■ Calcul de la charge volumique

La charge organique volumique d'un lit bactérien est donnée par :

$$C_v = Q_{mjs} \times S_0 / V_{tr} / 1000$$

avec	C_v	charge volumique (en kg DBO ₅ /m ³ /j),
	Q_{mjs}	débit moyen journalier par temps sec (en m ³ /j),
	S_0	concentration en DBO ₅ à l'entrée du lit (en mg/L),
	V_{tr}	volume total rempli (en m ³).

■ Charge hydraulique superficielle sur le lit

Pour utiliser l'ensemble du support (garnissage), il est indispensable d'arroser uniformément la totalité de la surface du lit. Cette répartition est assurée par un tourniquet (le *sprinkler*), ce qui oblige à une forme circulaire de l'ouvrage. Le *sprinkler* doit permettre une répartition uniforme de l'effluent à traiter et éviter les cheminelements préférentiels.

• Débit d'autocurage (Q_a)

Le débit d'autocurage est donné par les formules :

- garnissage traditionnel : $Q_a = S_s \times 0,015$;
- garnissage plastique : $Q_a = S_s \times 0,0025 \times H$.

avec	Q_a	en m ³ /h par m ² de section mouillée du lit bactérien,
	S_s	surface spécifique du garnissage (en m ² /m ³),
	H	hauteur de garnissage (en m),
		0,015 et 0,0025 des constantes empiriques (en m ³ /h par m).

• Débit de Lessivage (Q_{lev})

Le débit de lessivage est donné par :

$$Q_{lev} = Q_a \times 2$$

■ Charge hydraulique instantanée

La charge hydraulique instantanée est donnée par la formule suivante :

$$SK = \frac{(Q + R) \times 1000}{S \times a \times V_c}$$

avec	SK	(<i>SPÜL KRAFT</i>) hauteur d'eau par passage de bras (= litre/m ²) (en mm),
	$Q + R$	débit d'alimentation du lit (recirculation comprise) (en m ³ /h),
	S	section mouillée du lit (en m ²),
	a	nombre de bras du <i>sprinkler</i> ,
	V_c	vitesse de rotation du <i>sprinkler</i> (en tours/heure) = environ 60 t/h ou 1 t/min.

Remarque

Pour un traitement du carbone, cette charge hydraulique instantanée est de l'ordre de 20 à 40 L/m² par passage.
Pour la nitrification, elle est de 60 à 80 L/m² par passage.

• Emprise foncière

Pour les ouvrages de traitement d'une capacité de 1 000 équivalents habitants, l'emprise foncière est comprise entre 90 et 100 m² (local d'exploitation compris).

2.6.3 Variantes

■ Variante « bassin de contact aéré disposé à l'aval du lit bactérien »

Un petit bassin de contact, aéré, est disposé à l'aval immédiat du lit bactérien et dimensionné pour obtenir un temps de passage de l'ordre d'une heure. Ce procédé vise à améliorer la floculation de la biomasse, et partant de la qualité de l'effluent, en réduisant sa concentration en bactéries libres et fines.

Le gain de performances porte essentiellement sur les Matières En Suspension (source : FNDAE Document technique n° 22 – voir site dans le *Pour en savoir plus*).

■ Variante « adjonction d'un système à cultures fixées sur supports fins à l'aval »

L'adjonction d'un système à cultures fixées sur supports fins à l'aval de la filière lit bactérien est une option assez couramment proposée par certains constructeurs en France. Elle permet de faire face à des objectifs de traitement exigeants en période d'étiage sur des milieux récepteurs fragiles.

Par ailleurs, elle peut s'avérer compétitive en terme de coût d'investissement par rapport à un surdimensionnement du lit bactérien pour en diminuer la charge organique et par conséquent améliorer la qualité du rejet (source : FNDAE Document technique n° 22 – voir site dans le *Pour en savoir plus*).

■ Variante « lits bactériens préfabriqués monoblocs »

Certaines collectivités peuvent être intéressées par la compacité de ces installations dont le traitement primaire est assuré, la plupart du temps, par une Fosse toutes eaux. En France, cependant, les mesures du Cemagref/IRSTEA, n'ont pas permis par le passé de conclure à un fonctionnement satisfaisant.

Les dysfonctionnements suivants ont en effet été constatés (source : FNDAE Document technique n° 22) :

- mauvaise distribution sur le matériau dont la hauteur est insuffisante ;
- défaut d'aération...

2.6.4 Exploitation

Les principaux dysfonctionnements observés, leurs causes et les solutions adaptées sont listés dans le tableau 13.

2.6.5 Avantages et inconvénients

■ Les avantages d'un lit bactérien sont les suivants :

- entretien simple mais régulier ;
- bonne résistance aux surcharges hydrauliques organiques passagères ;
- consommation énergétique modérée (de l'ordre de 0,6 kWh/kg de DBO₅ éliminée) ;
- boues bien épaissies par décanteur digesteur.

■ Les limites d'un lit bactérien sont les suivantes :

- risques d'odeurs pouvant provenir du digesteur et d'un défaut d'aération du lit dans certaines conditions météorologiques ;
- sensibilité au colmatage ;
- abattement limité de l'azote et du phosphore ;
- source de développement d'insectes.

2.7 Lit immergé fixé (biofiltre)

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

2.7.1 Principe

Les biofiltres mettent en jeu trois phases :

- **phase solide** constituée d'un matériau granulaire qui assure, non seulement la rétention des matières en suspension par filtration, mais aussi la fixation d'une biomasse épuratoire ;
- **phase liquide** renouvelée par l'apport d'eau à épurer ;
- **phase gazeuse** générée par l'insufflation de bulles d'air dans la masse filtrante.

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 une détection de perte de charge. Ces lavages sont effectués habituellement la nuit, lors des creux de charges hydrauliques et polluantes. Ils sont réalisés à l'air et à l'eau suivant différentes phases, l'eau de lavage étant de l'eau épurée stockée dans une bache.

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

2.7.3 Domaines d'applications

Dans un seul ouvrage, deux fonctions épuratrices sont combinées :

- la rétention des matières en suspension par simple passage de l'eau usée dans la masse filtrante ;
- la transformation biologique de la pollution organique dissoute par la biomasse fixée.

Compte tenu du colmatage progressif des biofiltres, la concentration initiale des eaux résiduaires (DCO, DBO, MES) en entrée des filtres est un facteur limitant de la durée d'un cycle d'alimentation. Les biofiltres sont donc, en général, utilisés en traitement secondaire ou tertiaire, les traitements réalisés à l'amont restant cependant indispensables (prétraitements : dégrillage, dessablage, dégraissage et décantation primaire).

Les biofiltres se placent donc après une décantation primaire (traitement secondaire), ou après un traitement biologique type « boues activées » (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).

Tableau 13 – Lits bactériens – Dysfonctionnements, causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Odeurs	Colmatage du massif	Procéder au décolmatage du massif (arrosage, chloration ou salpêtre, piochage)
	Aération insuffisante du massif	Assurer une ventilation forcée si le tirage naturel est insuffisant
	Surcharge organique	Diluer l'effluent par recirculation d'eau traitée
	Dysfonctionnement au niveau des ouvrages de prétraitement	
Perte de qualité sur l'effluent traité avec présence de matières en suspension	Dysfonctionnement au niveau des ouvrages de prétraitement	Remettre à niveau les prétraitements, notamment dégrillage et dégraissage
	• Mauvaise rotation du sprinkler • Recyclage insuffisant	Augmenter le recyclage
	Surcharge hydraulique – Lessivage partiel du massif	• Limiter le débit admis en traitement • Rechercher l'existence d'eaux claires parasites (étude de diagnostic simplifiée). Le cas échéant, réhabiliter le réseau, ou assurer le traitement de l'ensemble du débit en couplant l'installation avec une autre, placée en parallèle
	Production de boues plus importante durant une saison particulière – Variation saisonnière normale	En cas d'existence de surcharge saisonnière, dimensionner l'installation sur le mois de pointe
	• Matériau filtrant trop fin • Dans le cas d'un support traditionnel, production de fines par désaggrégation du matériau filtrant (frottement ou température élevée)	Choisir un matériau plus grossier, adapté au volume disponible et à la charge appliquée
Colmatage du support bactérien ou des systèmes de distribution	Dysfonctionnement au niveau des ouvrages de prétraitements	Remettre à niveau les prétraitements, notamment dégrillage et dégraissage
	Défaut d'entretien du système de distribution	Nettoyer régulièrement les systèmes de distribution
Engorgement rapide du filtre n'entraînant pas de perte de qualité de l'effluent traité	• Effluent acide et fortement chargé • Explosion du développement de la population fongique	• Augmenter fortement la recirculation • Décolmater le film
Formation de mousses en surface du lit	Présence de détergents et effluent alcalin	• Arroser la surface du filtre à l'aide d'un fin film d'eau • Utiliser un anti-moussant, si nécessaire

2.7.4 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 et le mode de lavage.

Il existe différents procédés selon le sens de passage de l'eau et la méthode d'introduction de l'oxygène.

■ Technologie à flux d'eau ascendant

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 type de procédé peut aussi être utilisé en nitrification tertiaire, la rampe d'air de lavage servant alors également de rampe d'air procédé.

Le flux d'air, injecté dans le biofiltre peut être ascendant ou descendant. Dans le cas du biofiltre présenté à la figure **14** le flux d'air est ascendant tout comme le flux d'eau à traiter.

On dit que l'alimentation est cocourant lorsque les flux d'eau et d'air sont dirigés dans le même sens.

■ Technologie à flux d'eau descendant

Dans le cas d'un flux d'eau descendant, on peut distinguer :

- les biofiltres à alimentation cocourant (flux d'air descendant) (figure **15**) ;
- les biofiltres à alimentation contre-courant (flux d'air ascendant).

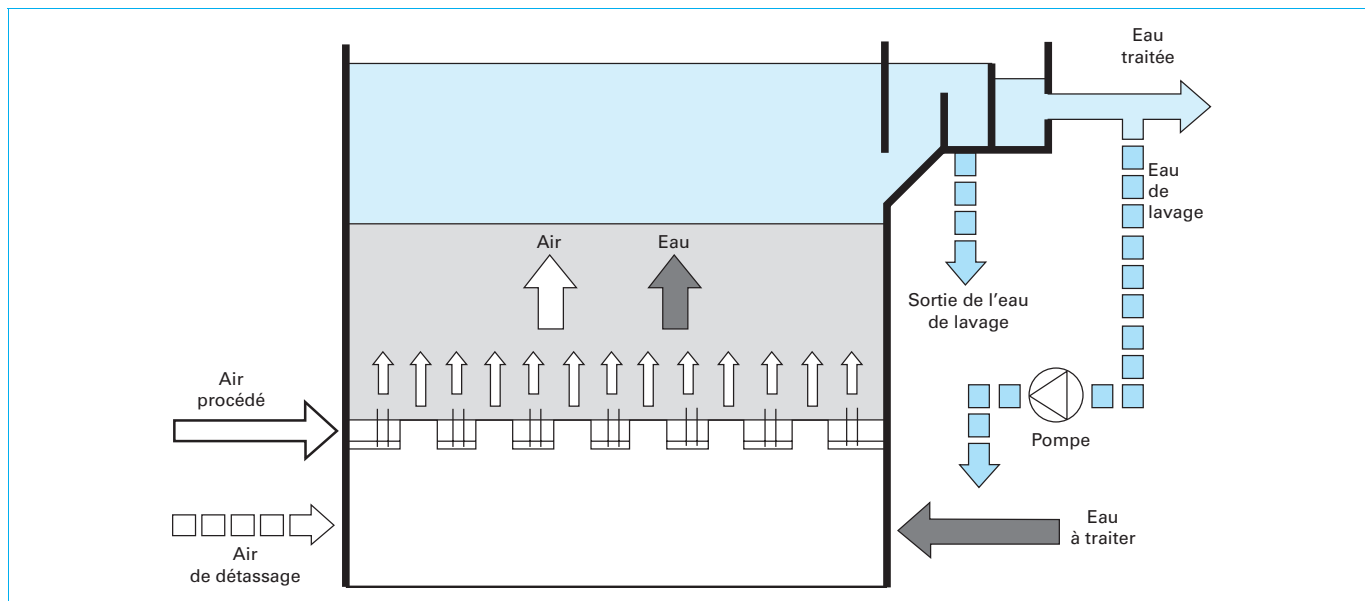


Figure 14 – Exemple de biofiltre à flux ascendant (crédit Degremont)

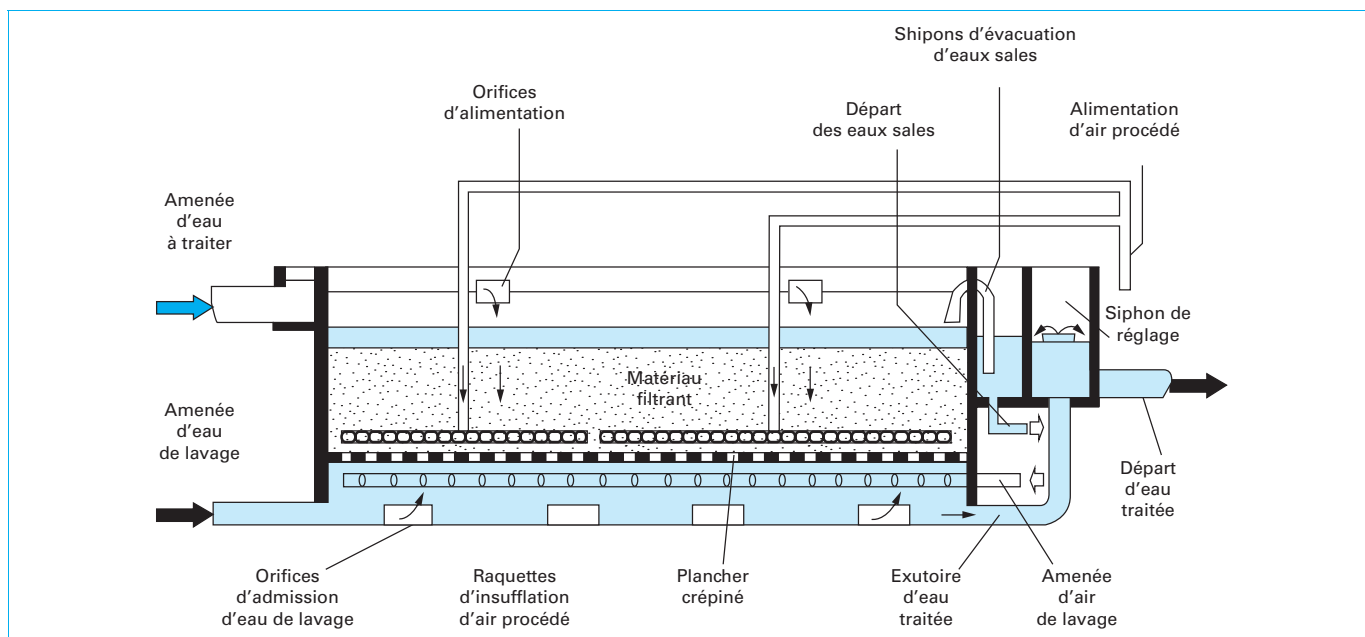


Figure 15 – Exemple de biofiltre à flux descendant (crédit OTV)

■ Exemple de biofiltre pour s'affranchir du décanteur primaire

La figure 16 présente un biofiltre permettant de s'affranchir du décanteur primaire et traitant directement les effluents bruts.

Ce type de procédé se singularise par le fait qu'il accepte une eau brute seulement tamisée tout en traitant 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 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 coccourant 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 crépine ne soit en contact avec de l'eau à traiter.

En raison des différentes 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.

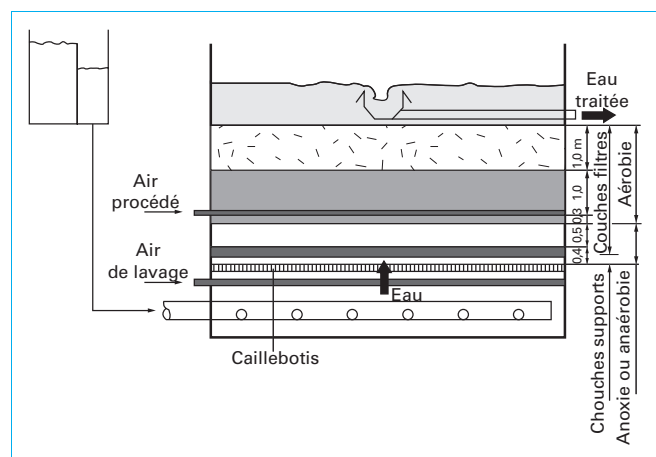


Figure 16 – Exemple de biofiltre permettant de s'affranchir du décanteur primaire et traitant directement les effluents bruts (crédit OTV)

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.

Exemple

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.

2.7.5 Paramètres importants à un bon fonctionnement du biofiltre

■ Teneur en humidité constante

La préservation d'une teneur en humidité constante dans la biomasse est un critère essentiel pour le bon fonctionnement d'un biofiltre. La biomasse ne devrait être, ni trop sèche, ni trop humide. Sous l'influence d'une teneur en humidité trop élevée, la biomasse peut devenir grumeleuse, ce qui va augmenter la résistance de l'air, faire diminuer le taux d'oxygène ; et le biofiltre finira par devenir lui-même source de nuisance olfactive.

Pour cette raison, il est d'une importance primordiale de préhumidifier les rejets gazeux avant qu'ils n'entrent dans le biofiltre. Cette unité de préhumidification doit être parfaitement mise au point afin de créer la teneur en humidité idéale au sein du biofiltre (source : http://task.be/biofiltration_fr.aspx).

■ Alimentation en air constante (débit de rejets gazeux et taux d'oxygène)

Il devrait y avoir une alimentation en air, ou rejets gazeux, constante. En cas de production de rejets gazeux pendant 7 ou 8 heures/jour – 5 jours/semaine seulement – avec des intervalles de non-productivité pendant les weekend, jours fériés et autres congés – la mise en œuvre d'un système de biofiltration n'est pas une bonne solution.

Les micro-organismes ne peuvent pas survivre sans alimentation en air et oxygène permanente.

Les rejets gazeux doivent également être dépoussiérés et dégraissés.

■ Température constante (température ambiante)

Le bon développement de la microbiologie demande une température entre 15 et 20 °C, jusqu'à 30 °C maximum. Des températures plus basses vont ralentir le processus, et des températures plus

élevées vont provoquer la prolifération de la microbiologie, ce qui va déstabiliser l'entière de la biomasse.

■ Charge de polluants assez constante

Une charge de polluants plus basse n'est pas réellement un problème, mais cela va uniquement se traduire en un résultat supérieur d'élimination (uniquement à condition que les autres paramètres restent à un niveau constant).

À une charge de polluants très haute ou à une charge de pointe, la biomasse va devenir grumeleuse et finir par se tasser plus rapidement, à cause de la croissance excessive des micro-organismes.

■ Pas de substances toxiques ou acidifiantes en haute concentration

Des substances très toxiques vont tuer les bactéries. Des concentrations trop hautes de composantes organiques sulfurées, chlorées et azotées, de même que de l'ammoniac, vont acidifier la biomasse et faire diminuer son efficacité. Ceci peut partiellement être évité en ajoutant des additifs à la biomasse, en remplaçant la biomasse plus fréquemment, ou en installant un laveur de gaz chimique en amont du biofiltre.

■ Biomasse sur mesure

La biomasse devrait être entièrement adaptée à la composition des rejets gazeux à traiter. La biomasse ne devrait être, ni trop fine, ni trop grosse ; l'air est à distribuer uniformément sur tout le biofiltre. Les particules dans la biomasse devraient être assez grosses pour obtenir une surface d'échange assez substantielle, mais devraient également contenir assez de matière organique (plus fine) pour permettre une croissance suffisante de la microbiologie et un bon cadre de vie pour les bactéries. Des additifs, tels que de la chaux et de la dolomite, protègent contre une acidification prématurée. La biomasse s'installe de préférence sur une grille, pour permettre une bonne distribution de l'air.

Pour des applications spécifiques, la mise en œuvre d'une biomasse inoculée pourrait être appropriée (inoculation avec des bactéries spécifiques selon le genre d'application).

Dans tous les cas, la biomasse est à remplacer régulièrement, en fonction de l'acidification et de la salinification de celle-ci, et de la chute de pression dans le biofiltre (à cause de la compaction de la biomasse). La durée de service de la biomasse varie énormément et se situe entre 6 mois et 5 ans.

2.7.6 Avantages et inconvénients du biofiltre

■ Les avantages des biofiltres sont au nombre de deux :

- coût d'investissement plutôt bas car la construction est simple ;
- bon résultat pour les composantes biodégradables à des concentrations relativement basses (procédé de polissage).

■ En revanche les inconvénients sont les suivants :

- nécessite une surface relativement large ;
- biomasse à remplacer régulièrement ;
- teneur en humidité exacte, de même que le pH, sont à suivre de près (une bonne aération est vitale).

2.7.7 Performances épuratoires

Selon les variantes de biofiltre, les performances épuratoires, en terme de rendement, se situent entre les valeurs suivantes :

- DCO : 85 à 95 % ;
- DBO₅ : 70 à 98 % ;
- MES : 70 à 95 %.

2.8 Lits fluidisés

Un réacteur à lit fluidisé est constitué d'une colonne garnie de particules dans laquelle circule un fluide à une vitesse donnée. Lorsqu'on augmente la vitesse du fluide, la dissipation de l'énergie de ce dernier se traduit par une différence de pression entre le haut et le bas de la colonne. Quand la vitesse devient supérieure au minimum de fluidisation, la perte de pression, correspondante à l'énergie dissipée par frottement sur les particules, est égale au

poids du lit. Le lit se soulève alors et les particules sont individualisées. On est en régime de fluidisation.

Si on augmente encore la vitesse du fluide, celle-ci devient égale à celle des particules en chute libre (vitesse de Stokes) et on arrive à un lessivage du lit [6].

Un schéma de principe est donné à la figure 17.

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).

■ Impact des propriétés physico-chimiques des particules sur le lit

La taille et la masse volumique des particules ont aussi un effet sur l'hydrodynamique du lit-fluidisé, certaines étant plus difficilement fluidisables. À partir de résultats empiriques, Geldart a proposé un diagramme qui classe les solides selon leur aptitude à la fluidisation (source : <http://hmf.enseeiht.fr> et figure 18).

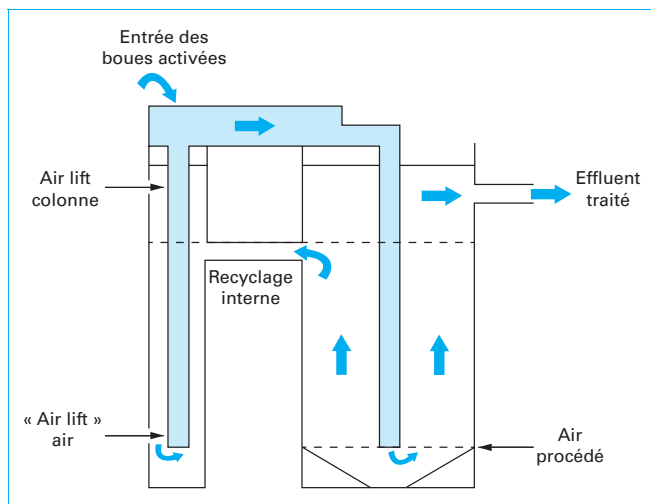


Figure 17 – Principe du lit fluidisé Biolift (crédit OTV)

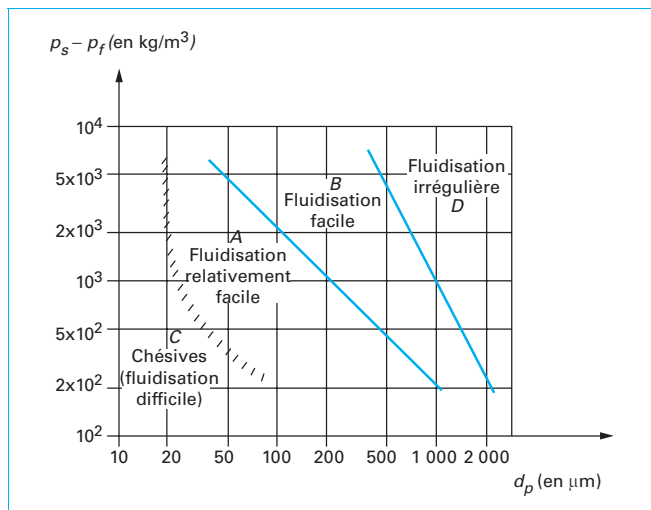


Figure 18 – Classement des solides selon leur aptitude à la fluidisation

■ Catégories

Il y a donc quatre catégories :

- catégorie C : poudres fines et cohésives, qui présentent des difficultés à la fluidisation ;
- catégorie A : particules fines, à fluidisation relativement facile ;
- catégorie B : particules à fluidisation très facile, comme le sable ;
- catégorie D : grosses particules, dont la fluidisation nécessite une vitesse relativement importante, avec des bulles de forme aplatie et irrégulière.

2.9 Disques biologiques

Une autre technique faisant appel aux cultures fixées est constituée de disques biologiques tournants (figures 19 et 20). Les micro-organismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques étant semi-immergés, leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée [7].

Il convient, sur ce type d'installation, de s'assurer des points suivants :

- fiabilité mécanique de l'armature (entraînement à démarrage progressif, bonne fixation du support sur l'axe) ;
- dimensionnement de la surface des disques (celui-ci doit être réalisé avec des marges de sécurité importantes).

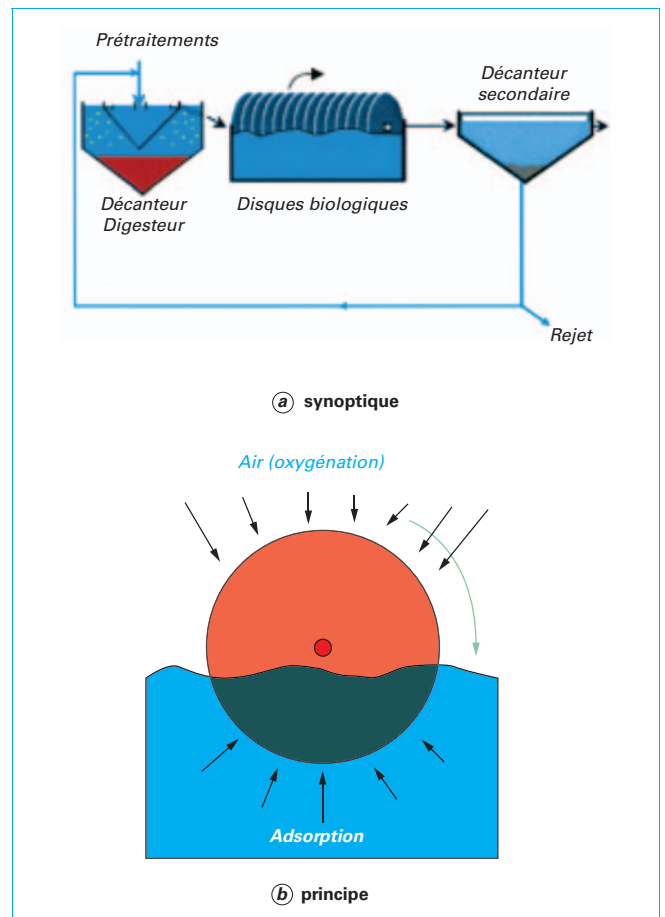


Figure 19 – Synoptique et principe d'une station d'épuration comportant un disque biologique (crédit Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

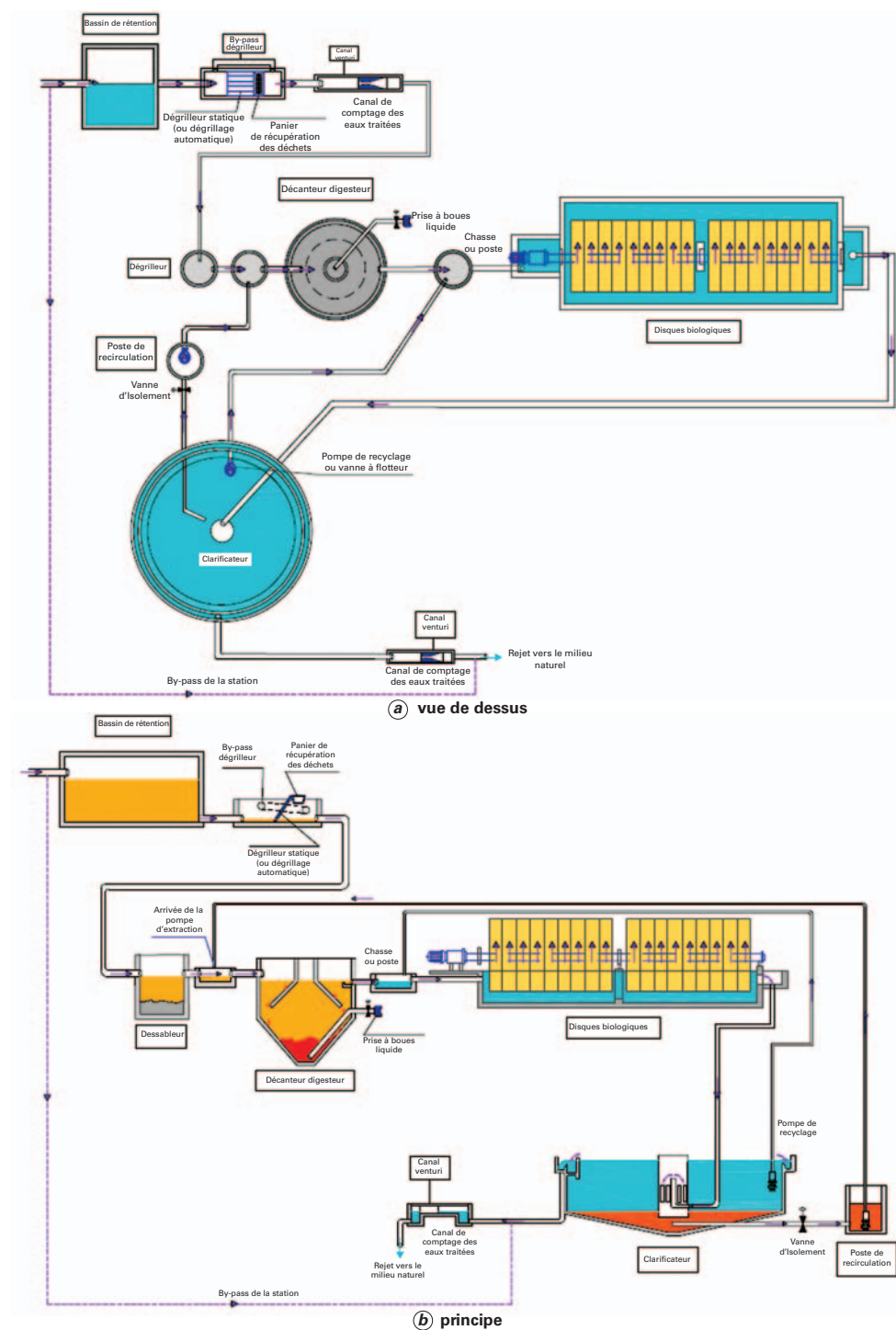


Figure 20 – Synoptique et principe d’une station d’épuration comportant un disque biologique (crédit Agence de l’Eau Rhin-Meuse – 2007) (suite)

2.9.1 Bases de dimensionnement

Règle générale

Le dimensionnement se base sur la notion de charge spécifique.

- La **charge spécifique** = charge organique appliquée par unité de surface de disques ($\text{gDBO}_5/\text{m}^2/\text{j}$).

- La **charge organique appliquée** désigne la charge organique entrant sur les disques, soit 70 à 80 % de la capacité de la station, selon le niveau d'abattement retenu pour le décanteur digesteur.

On considère que les valeurs de la charge spécifique sont les suivantes :

- pour l'élimination de la pollution carbonée : 8 à 10 $\text{gDBO}_5/\text{m}^2/\text{j}$;
- pollution carbonée + « nitrification » : 4 à 5 $\text{gDBO}_5/\text{m}^2/\text{j}$.

Par ailleurs, le clarificateur situé après les lits bactériens assure la séparation des boues, décrochées par autocurage, et de l'effluent traité. Les bases de dimensionnement préconisées sont ici les suivantes :

- vitesse ascensionnelle en pointe : 1 m/h ;
- hauteur droite : doit être supérieure à 2,5 m à la goulotte ;
- pente du radier : doit être supérieure à 55° (cf. § 2.4.2.7).

Exemple de bases de dimensionnement des disques biologiques

Un exemple de bases de dimensionnement des disques biologiques est indiqué dans le tableau 14.

Exemple

Pour une filière type à 1 000 équivalents-habitants, et en appliquant une charge organique de 9 $\text{g DBO}_5/\text{m}^2/\text{j}$, la surface développée utile est de 3 900 m^2 [7].

Tableau 14 – Dimensionnement des disques biologiques (source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Paramètres	Unités	Valeurs standards (bibliographie)	Valeurs préconisées par AERM
Prétraitement			
Espacement entre barreaux de dégrillage	cm	3	3
Décanteur digesteur			
Vitesse ascensionnelle	m/h	1 à 1,5	1,5
Temps de séjour	h	1,5	/
Volume de digestion	l/eq. – hab.	100 à 150	150
Disques biologiques			
Épaisseur disque	cm	2 à 3	2 à 3
Diamètre du disque	m	2 à 3	2 à 3
Vitesse de rotation	tour/m	1 à 2	1 à 2
Vitesse périphérique	m/min	13	20 (maxi)
Charge organique surfacique selon objectif de rejet			
≤ 35 $\text{mg DBO}_5/\text{l}$	$\text{g DBO}_5/\text{m}^2/\text{j}$	9	12
≤ 25 $\text{mg DBO}_5/\text{l}$	$\text{g DBO}_5/\text{m}^2/\text{j}$	7	7
Si nitrification exigée	$\text{g DBO}_5/\text{m}^2/\text{j}$	6	6
Clarificateur			
Vitesse ascensionnelle	m/h	1	1,4
Hauteur périphérique	m	2 (réseau séparatif) 2,5 (réseau unitaire)	2 (réseau séparatif) 2,5 (réseau unitaire)
Pente du radier (statique/racé)	$^\circ$ (degré)	> 55 / < 5	> 55 / < 5
Recirculation			
Taux de recyclage	%		50 à 200
Taux de recirculation	%		< 50

2.9.2 Avantages et inconvénients

■ Les **avantages** sont les suivants :

- les cultures fixées sont, de manière inhérente, sécuritaires vis-à-vis des pertes de biomasse épuratrice ;
- la croissance du biofilm des disques s'autorégule en fonction de la charge traitée ;
- la consommation énergétique est modérée (de l'ordre de 1 kWh/kg de DBO₅ éliminée) ;
- les boues sont bien épaissies par un décanteur/digester (source : FNDAE Document technique n° 22 – voir le *Pour en savoir plus*).

■ Les **inconvénients** sont les suivants :

- sensibilité aux balourds suite à un arrêt d'une durée supérieure à quelques heures, sans vidange de l'auge ;
- requiert un personnel d'exploitation ayant des compétences en électromécanique ;
- abattement limité de l'azote Kjeldahl. Celui-ci est pourtant envisageable avec un dimensionnement plus large, de l'ordre de 4 g de DBO₅/m²/j (source : FNDAE Document technique n° 22).

2.9.3 Variantes

■ **Variante « lagune de décantation + disques biologiques + lagune de décantation »**

Ce type d'aménagement peut offrir un intérêt à l'aval de réseaux unitaires, ou très drainants, dont les eaux ne risquent pas de présenter rapidement de signes de septicité. La lagune de tête (équipée d'une surprofondeur en entrée pour curer plus facilement, et régulièrement, les dépôts) peut alors être aménagée en bassin tampon à niveau variable.

Il est cependant prudent d'augmenter de 20 à 30 % le dimensionnement des disques. Il faut également prévoir la possibilité de recycler de l'effluent en tête avec les boues secondaires pour lutter contre la septicité qui peut se développer dans la lagune de tête dont les compartiments de décantation et digestion ne sont pas distincts (source : FNDAE Document technique n° 22 – voir site web dans le *Pour en savoir plus*).

■ **Absence de décanteur primaire mais prétraitements poussés (de type tamisage)**

Pour cette variante, il est nécessaire de bien vérifier que les dépôts ne s'accumulent pas dans les auges des disques. Il faut

que le bilan économique, prenant aussi en compte la gestion d'un important volume de refus de tamisage, reste positif. Le tamisage nécessite un suivi et un entretien important.

2.9.4 Exploitation

Les principaux dysfonctionnements observés, leurs causes et les solutions appropriées sont listés dans le tableau 15.

Les lits bactériens et les disques biologiques sont, si on respecte les règles de dimensionnement évoquées précédemment, des techniques particulièrement adaptées aux petites collectivités, car elles présentent des coûts d'exploitation faibles :

- beaucoup moins d'énergie consommée (jusqu'à cinq fois moins par rapport à une boue activée) ;
- personnel peu nombreux pour la conduite de ce type de station rustique...

Ces techniques peuvent être utilisées en combinaison avec des filières extensives (§ 2.10).

En particulier, les stations constituées d'un disque biologique ou d'un lit bactérien, suivies d'une lagune de finition, peuvent permettre d'obtenir des rejets d'excellente qualité (élimination des nutriments, fort abattement des germes pathogènes).

2.10 Bioréacteurs à membranes

Le concept de l'utilisation conjointe des membranes et des boues activées a vu le jour à la fin des années soixante. La technique a beaucoup évolué avec la nature des membranes utilisées et son application s'est fortement développée depuis une dizaine d'années.

En remplaçant le clarificateur secondaire des boues activées classiques par une membrane de microfiltration/ultrafiltration, il est possible d'augmenter fortement la concentration de la boue, ce qui conduit à des réacteurs plus petits, et donc, à une emprise au sol plus faible.

Les bioréacteurs à membrane permettent, avec un faible temps de séjour hydraulique, d'obtenir une eau épurée de très haute qualité, exempte de matières en suspension, de bactéries pathogènes, voire de virus.

Tableau 15 – Lits bactériens – Dysfonctionnements, causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Perte massive de biomasse avec détérioration de la qualité de traitement	Vitesse périphérique supérieure au seuil critique de 20 m/min	Diminuer la vitesse périphérique pour atteindre une moyenne de 13 m/min
	Raccordements non prévus d'industriels	S'assurer qu'aucun industriel n'est raccordé.
	Présence dans les rejets de toxiques, ou de substances, inhibitrices	Déterminer la substance responsable des dysfonctionnements
	Variation importante de pH	Neutraliser l'effluent au niveau des prétraitements ou dans une chambre spécialement aménagée à cet effet. L'intervalle normal de pH est compris entre 6,5 et 8,5
Insuffisance d'épuration	Recirculation, ou recyclage, insuffisant	Augmenter la recirculation ou le recyclage
	Charge organique trop élevée	Réduire la pollution à traiter ; extension à envisager
Développement d'une pellicule blanche en surface des disques	Présence d'hydrogène sulfuré dans les effluents	Pré-aération des effluents dans une chambre de brassage ou de tranquillisation
Rotation irrégulière (arrêts intempestifs plus ou moins prolongés)	Déséquilibre des batteries de disques	Rééquilibrer au « pas à pas » (arrêts imposés)

Les bioréacteurs à membrane, utilisés en premier lieu pour traiter des effluents industriels, ont pu être appliqués aux effluents urbains dès lors que se sont développées des techniques à membranes organiques immergées dans la boue, moins consommatrices d'énergie. Ces techniques sont très largement dominantes aujourd'hui. Elles ont connu un important développement avec un taux de croissance de 10 % par an en Europe dans les dix dernières années. Les bioréacteurs à membrane sont maintenant utilisés pour des agglomérations allant, de quelques centaines d'EH, à plus de 200 000 EH.

2.10.1 Domaine d'application recommandé

En plus de ses bonnes performances sur les paramètres d'épuration (matières organiques et azotées), le procédé membranaire permet aussi un traitement beaucoup plus poussé que la boue activée classique pour les bactéries, et une bonne partie des virus, qui sont arrêtés par la maille des membranes, véritable barrière physique.

Cette filière constitue, de ce fait, une solution privilégiée en cas de rejet en milieu sensible (eaux de baignade, zone conchylicole, irrigation), ou de surface réduite d'implantation.

En revanche, elle présente un coût d'exploitation plus élevé que les filières conventionnelles car il faut régulièrement nettoyer les membranes (pilotage automatique) et leurs durées de vie est de l'ordre de 6 à 8 ans.

Bien quelle soit aussi utilisée parfois pour de très petites capacités, elle est avant tout adaptée aux collectivités supérieures à 3 000 EH ayant des contraintes particulières en termes de qualité de rejet ou de foncier.

2.10.2 Emprise foncière

Elle est au moins deux fois plus faible que celle nécessaire pour les boues activées.

Exemple

Pour une capacité de 4 500 EH, la surface globale nécessaire est de l'ordre de 0,2 m²/EH, contre 0,5 à 0,7 m²/EH pour une station conçue selon un procédé classique de boues activées en aération prolongée.

2.10.3 Principe de fonctionnement

Le principe de fonctionnement des bioréacteurs à membrane est donc 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 membranes 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, et ont été conçus 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 biologiques et le perméat (eau traitée) est soutiré par aspiration.

Ces procédés associent le traitement biologique par boues activées à une filtration à l'aide de membranes immergées. Grâce à celles-ci, le procédé permet de s'affranchir de tous les problèmes liés à la clarification finale. Il s'agit d'un système d'épuration compact, permettant d'atteindre une qualité d'eau traitée poussée (tableau 16).

La mise en œuvre consiste en un (ou plusieurs) bassin(s) de boues activées dans le(s)quel(s) sont immergées des membranes. L'eau traitée est aspirée en dépression par pompage.

Le domaine de filtration de ces membranes est souvent intermédiaire entre l'ultrafiltration et la microfiltration. Le seuil de coupure des membranes se situe entre 0,04 et 0,3 µm, permettant de produire une eau traitée de bonne qualité bactériologique. Les membranes permettent de :

- conserver la totalité de la biomasse épuratrice dans le bassin ;
- maintenir l'âge de boues ;
- parvenir à de fortes concentrations au droit des membranes (de l'ordre de 12 à 18 g/L).

La filière de traitement incluant une membrane de ce type comprend une première étape de dégrillage (3 mm) afin d'éviter le développement de filasses dans le bassin biologique et l'encrassement des membranes.

À l'issue du prétraitement, l'eau à traiter pénètre dans un bassin biologique constitué de plusieurs compartiments (anoxie, anaérobie, aérobie) qui traitent la pollution organique et azotée. L'eau arrive enfin dans le compartiment à membranes qui permettent la séparation liquide/solide (figure 21).

Ce compartiment peut inclure des membranes de types :

- fibres creuses immergées (§ 2.10.4) ;
- planes immergées (§ 2.10.5) ;
- tubulaires à boucle externe (§ 2.10.6).

2.10.4 Procédés à fibres creuses immergées

Chaque élément est constitué d'un cadre qui maintient les membranes verticales. Les éléments sont regroupés en cassettes (figure 22).

Sur chaque cassette, une ou deux canalisations permettent l'extraction de l'eau filtrée par pompage (figure 23). Un autre système de canalisations permet l'arrivée de l'air membrane (l'air membrane évite un colmatage trop important des membranes en phase de filtration par agitation des fibres – figure 24).

Les membranes immergées directement dans la boue activée assurent la séparation liquide/solide par filtration (figure 25) en aspiration sous faible pression (< 0,5 bar), indépendamment des qualités physiques de la boue. Elles viennent en remplacement du clarificateur, supprimant ainsi les contraintes de décantabilité liées à la boue.

Tableau 16 – Bioréacteurs à membranes

Principaux domaines de traitement	Domaines d'applications
• Traitement de la pollution carbonée • Nitrification • Nitrification/dénitrification • Traitement simultané du carbone, de l'azote et du phosphore • Abattement bactérien important (5 Lg)	• Effluents concentrés, du type effluent industriel • Réhabilitation de stations existantes • Fortes contraintes d'implantation • Besoin d'une qualité d'eau très poussée : recyclage de l'eau traitée sur site, réutilisation de l'eau pour irrigation, infiltration de l'eau traitée, rejet situé en zone sensible • Prétraitement pour filtration secondaire, de type osmose inverse

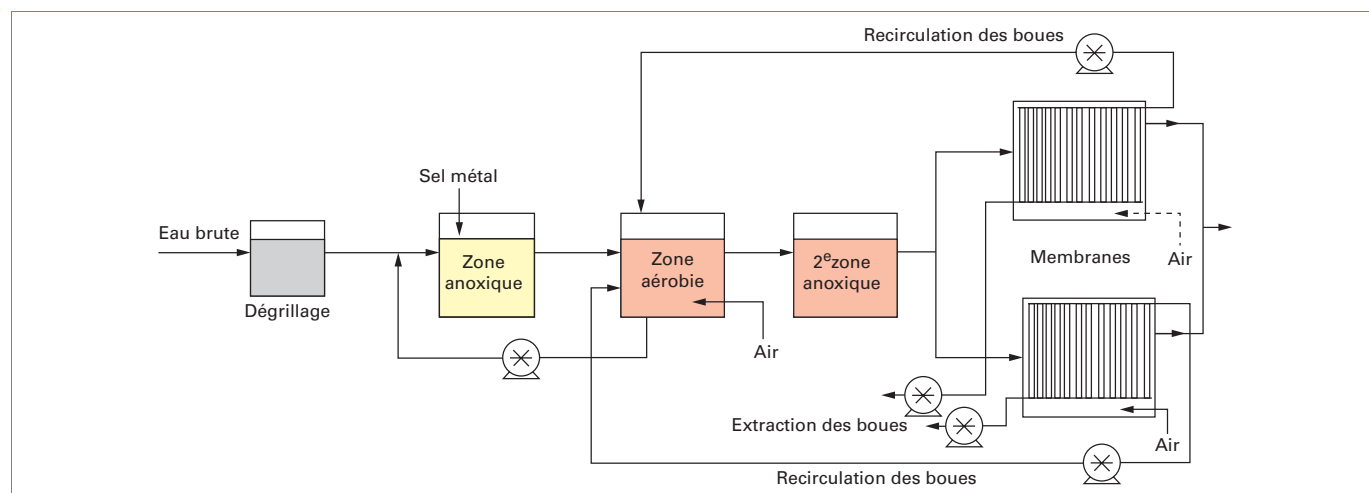


Figure 21 – Traitement par bioréacteur à membranes

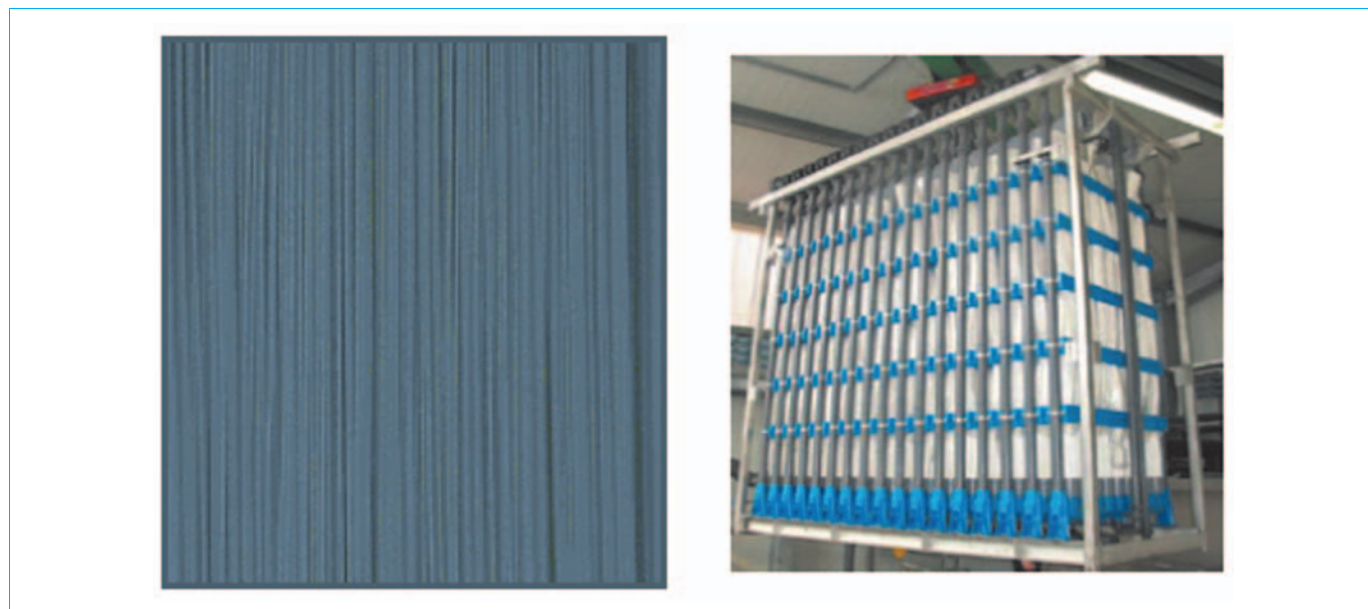


Figure 22 – Membranes fibres creuses type « Puron » (crédit Koch Membrane System)

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.

Dans ce type de procédé, la forte dissociation entre le temps de séjour hydraulique et l'âge des boues permet une grande souplesse d'utilisation, notamment vis-à-vis des variations des charges hydrauliques.

L'âge de boues élevé qui résulte de ce *process* 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.

Ce procédé permet d'associer de fortes charges à moyennes charges volumiques ($\text{kg DCO}/(\text{m}^3/\text{j})$) à de faibles charges massiques ($\text{kg DCO}/\text{kg MS}/\text{j}$), conduisant à des systèmes compacts qui produisent peu de boues et offrent une épuration poussée.

L'eau traitée, exempte de matières en suspension, est de bonne qualité bactériologique. La présence de membranes permet une bonne élimination des micro-organismes 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 ». On observe, dans le cas des eaux usées urbaines, une DCO résiduelle se situant entre 30 et 40 mg/L.

Le colmatage des membranes est limité de deux manières :

– **physiquement** par :

- une agitation permanente consistant en une injection d'air sous forme de grosses bulles directement sous les éléments durant la filtration (créant ainsi un flux ascendant le long des fibres, et en corollaire un décollement du gâteau colmatant),

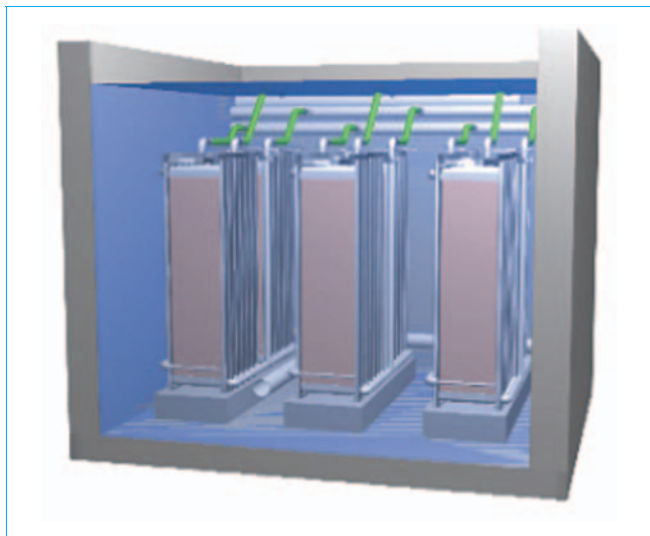


Figure 23 – Cassette de membranes immergées (Zenon) dans une cuve biologique

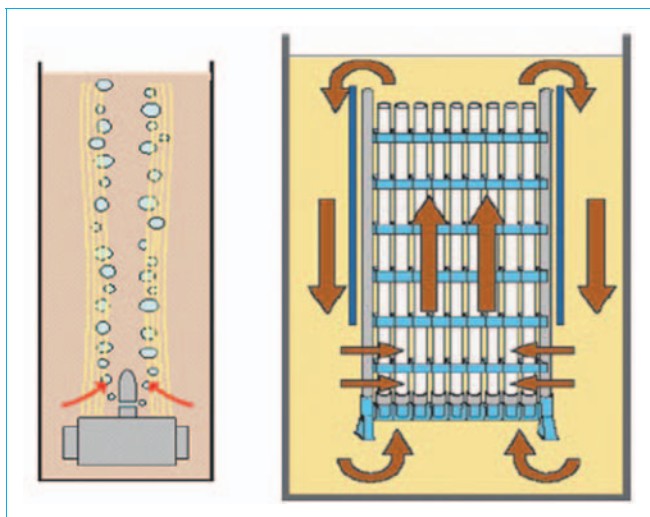


Figure 24 – Sens de circulation de l'air au sein d'une cassette de membranes « Puron »

- des rétrolavages fréquents à l'eau filtrée, consistant en un contre-courant d'eau à travers les pores des membranes (figure 26),
- les arrêts de fonctionnement favorisent le maintien des performances par relaxation des fibres ;

– **chimiquement** en effectuant :

- un nettoyage de maintenance sur les membranes, consistant à injecter une solution chlorée à l'intérieur des membranes, tout en les maintenant dans le bassin,
- un nettoyage, poussé dit « nettoyage exceptionnel ».

Ce nettoyage se fait hors de la boue. Il consiste en un nettoyage de la cassette (pour éliminer la boue), puis en un trempage actif, ou passif, de longue durée dans une solution de nettoyage (chlore, acide).

De nombreux fournisseurs de membranes à fibres creuses existent sur le marché.

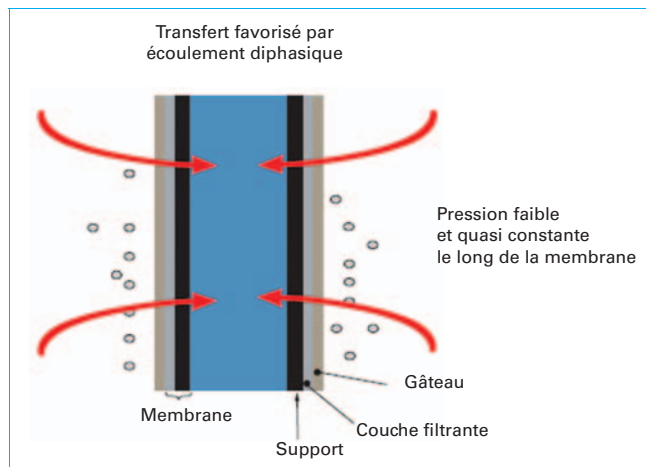


Figure 25 – Mode filtration d'une membrane fibre creuse

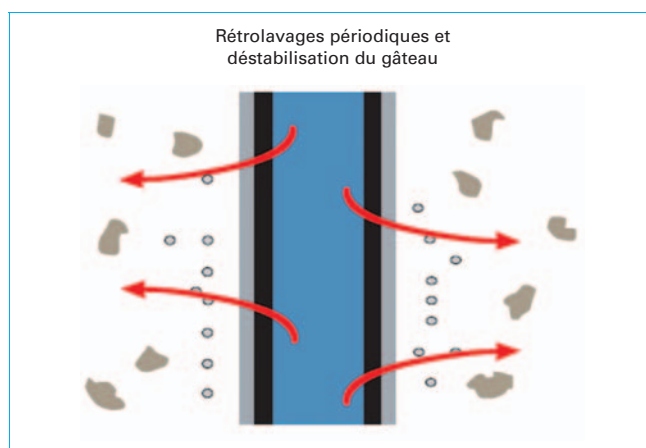


Figure 26 – Mode rétrolavage d'une membrane à fibre creuse

2.10.5 Procédés à membranes planes

Les procédés impliquant des membranes planes conduisent à utiliser des cassettes en acier inox immergées dans le bassin biologique, et aérées à l'aide de diffuseurs placés sur le plancher (figure 27).

Les membranes sont installées au sein même du bassin d'activation biologique duquel elles filtrent l'eau interstitielle (figure 28).

La porosité des membranes se situe entre 0,2 et 0,4 μm , ce qui couvre les dimensions des molécules organiques, telles que les protéines, ainsi que les matériaux cellulaires ou exocellulaires (figure 29). L'eau traitée (ou perméat) est extraite par le haut des cassettes en créant une aspiration (figure 30). La filtration est effectuée de l'extérieur vers l'intérieur des plaques sous l'effet de la pression transmembranaire.

Les performances hydrauliques sont assurées par :

- des séquences de relaxation (2 minutes toutes les 30 minutes) qui consistent à stopper la filtration tout en maintenant l'agitation des membranes, ce qui évite ainsi le dépôt d'un « gâteau » sur les membranes ;
- un balayage de la surface des plaques par l'air membrane qui réduit le colmatage en surface.

Chaque cassette possède deux canalisations : une pour l'extraction de l'eau traitée par le haut et une seconde pour l'arrivée d'air d'agitation.

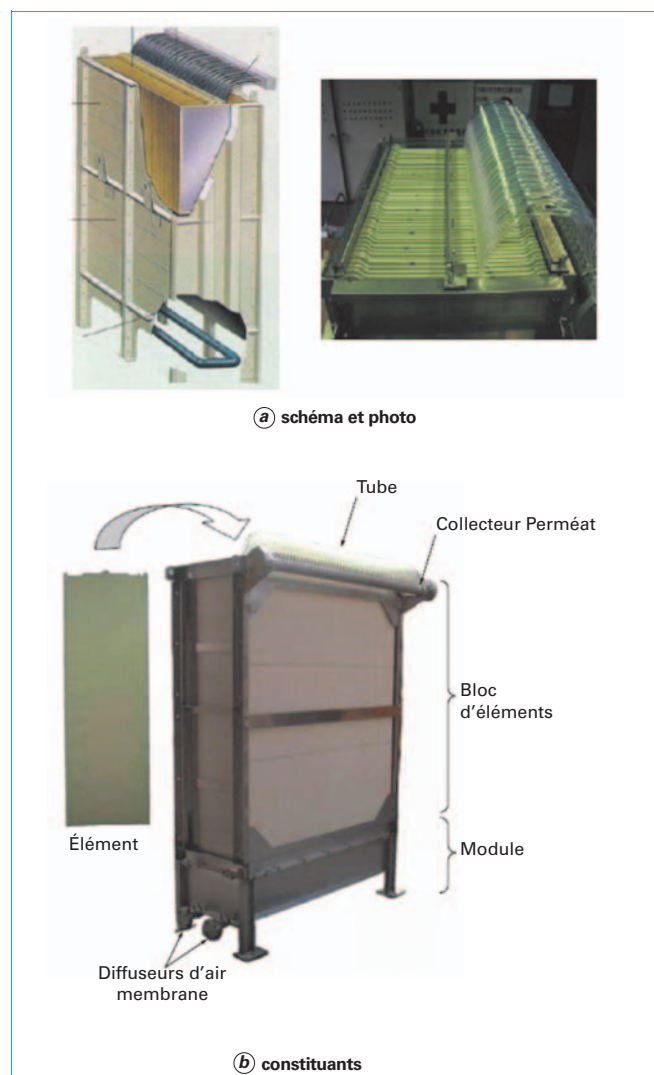


Figure 27 – Membranes planes « Toray »

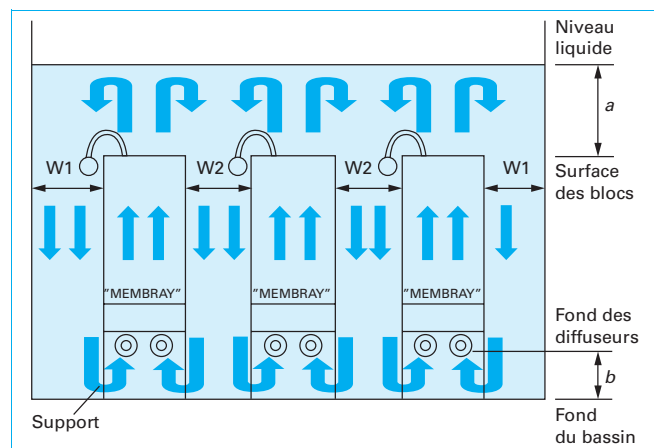


Figure 28 – Cassettes de membranes planes introduites dans un bassin biologique

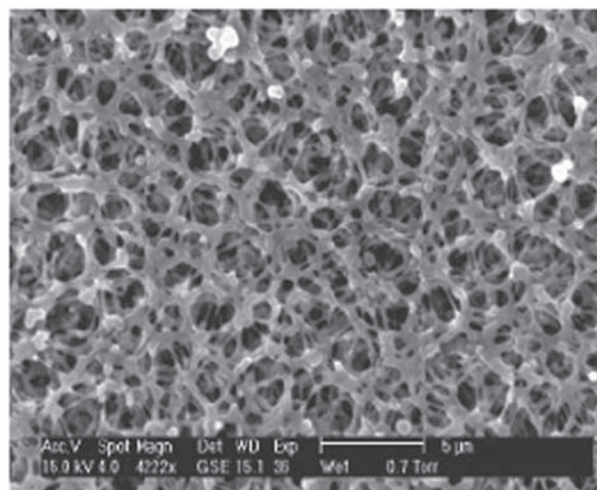


Figure 29 – Surface d'une membrane plane (vue au microscope électronique à balayage)

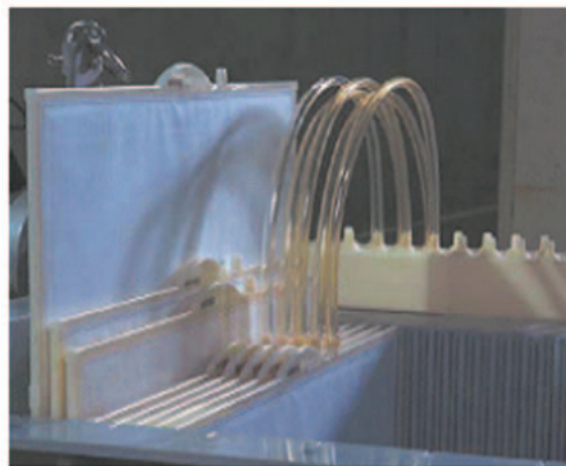


Figure 30 – Tubes d'aspiration du perméat

Les membranes planes peuvent être installées sur deux étages (double Deck), ce qui permet de réduire l'installation au sol, mais induit des profondeurs importantes du bassin.

La surface unitaire des membranes est de l'ordre de $0,8 \text{ m}^2$. Le nombre de membranes et de cassettes dépend du flux appliqué et du débit d'effluent à traiter.

Les flux de perméat se situent selon les valeurs suivantes :

- moyenne : $30 \text{ L/m}^2 \cdot \text{h}$ (20°C) ;
- pointe journalière : $44 \text{ L/m}^2 \cdot \text{h}$.

Deux types d'aération sont installés :

- l'aération (par diffuseurs) appelée « aération process », nécessaire aux besoins de l'activité biologique ;
- l'aération des membranes (grosses bulles) destinée au « nettoyage » des membranes afin d'éviter une accumulation de biomasse sur la surface membranaire et limiter ainsi le colmatage (figure 31).

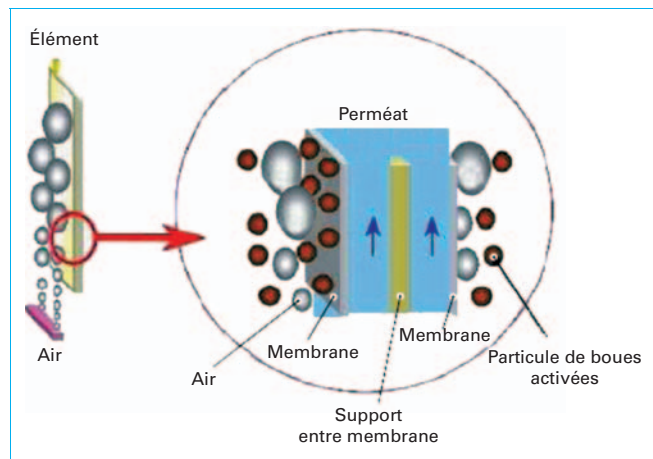


Figure 31 – Principe de barrière physique d'une membrane plane

Le ratio d'air se situe entre 0,35 et 0,60 Nm³/m² · h.

La concentration de la biomasse dans le bassin se situe autour de 15 à 20 g/L.

L'élimination du phosphore est, le plus souvent, réalisée par addition de sel d'aluminium ou de sel de fer selon les dispositions habituelles du ratio métal/P.

La qualité de l'eau issue de l'étape membranaire permet sa réutilisation en agriculture (irrigation) ou comme traitement préalable à une membrane d'osmose inverse en vue de fabriquer de l'eau de process industriel (figure 32).

2.10.6 Procédés à membranes tubulaires

Ces procédés utilisent des membranes tubulaires qui fonctionnent en filtration membranaire externe et selon un mode tangentiel (figure 33).

Le système de filtration est disposé à l'extérieur du bassin d'aération ; la boue activée en est extraite et envoyée vers le module membranaire. Le sens de filtration est interne-externe, ce qui permet à la boue de traverser la membrane. L'eau interstitielle qui traverse les fibres forme alors le perméat (figure 34).

2.10.7 Durée de vie des membranes

La durée de vie des membranes varie actuellement entre cinq et sept ans selon les fournisseurs. Très souvent, la garantie de remplacement des membranes est donnée au *pro-rata temporis*.

Il a été observé sur certaines installations et au bout de cinq ans de fonctionnement, que seulement 40 % des membranes avaient besoin d'être remplacées.

Cette durée de vie nécessite le respect des conditions de fonctionnement des membranes préconisées par les constructeurs, ainsi que le respect des conditions de nettoyage (par exemple un nettoyage chimique régulier à l'hypochlorite de sodium (0,5 à 1 %) et des nettoyages chimiques de maintenance qui ont lieu tous les trois ou six mois (addition d'acide oxalique à 1 % ou d'acide citrique à 1 % et de soude).

2.10.8 Performances de qualité d'eau produite par les membranes

Le tableau 17 présente quelques indications de performances obtenues avec les bioréacteurs à membranes.

La figure 35 présente les différentes qualités d'eau :

- eau brute (à gauche) ;
- liqueur mixte (au centre) ;
- eau traitée (à droite), qui fait apparaître la qualité finale de l'eau obtenue après un traitement membranaire.

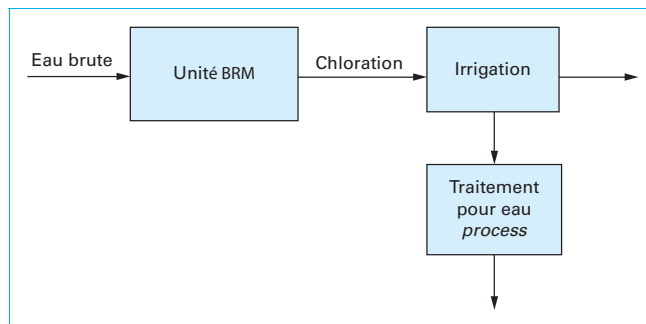


Figure 32 – Réutilisation des eaux usées utilisant de l'eau traitée à l'aide d'un bioréacteur à membrane



Figure 33 – Membranes tubulaires X-Flow Norit

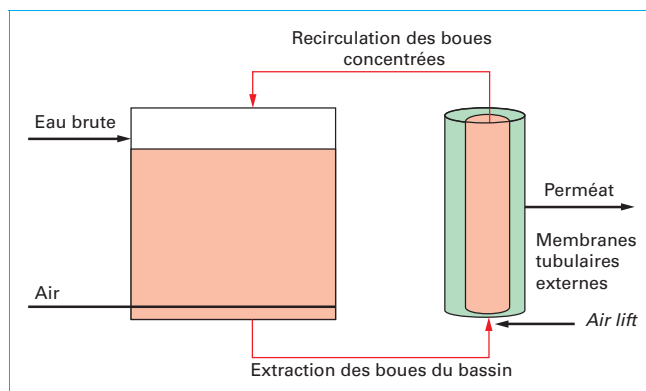


Figure 34 – Principe de fonctionnement d'un procédé à membranes en boucle externe

La limpidité de l'eau obtenue montre bien l'absence de couleur et de MES.

2.10.9 Avantages et inconvénients des procédés membranaire

■ Les **avantages** sont les suivants :

- compacité des ouvrages (gain de Génie Civil) ;
- barrière physique à la pollution physico-chimique et bactériologique (absence de bactéries et de matières en suspension) ;
- produit modulaire et extensible ;
- fiabilité de la qualité du rejet.

■ Les **inconvénients** sont les suivants :

- coût d'exploitation élevé ;
- maintenance importante ;
- qualification du personnel très élevée.

Tableau 17 – Garanties et performances produites par les membranes

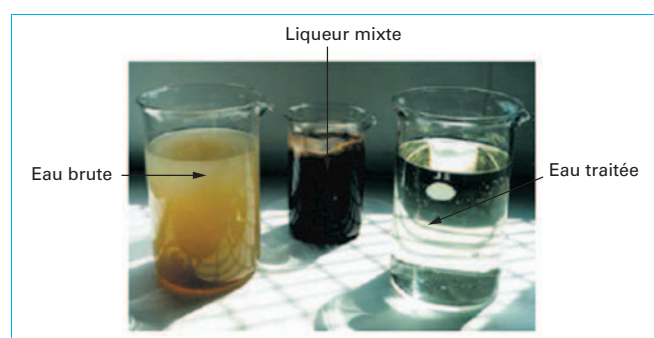
Paramètres	Performances	Garanties à donner
<i>Traitement biologique</i>		
DCO	≥ 95 %	≤ 40 mg/L (1)
DBO ₅	≥ 97,5 %	≤ 5 mg/L
MES	≤ seuil de détectabilité	≤ 1mg/L (2)
NT (azote total)	Comparable à une boue activée classique	10 à 15 mg/L (3)
PT	Comparable à une boue activée classique (1)	selon CCTP (déphosphatation physico-chimique)
<i>Désinfection</i>		
Coliformes totaux	5 Lg (4)	≤ 500/100 mL
Coliformes thermo-tolérants	5 Lg (4)	≤ 100/100 mL
Streptocoques fécaux (groupe D)	5 Lg (4)	≤ 100/100 mL
Bactériophages	3 Lg (4)	3 Lg

(1) La valeur à garantir pour la DCO est, en fait, la DCO dure de l'eau brute. La valeur de 30 mg/L est valable pour une eau brute française standard.

(2) Cette valeur est valable si les fibres de membranes ne sont pas cassées. Dans le cas contraire, cela provoquerait une fuite en MES.

(3) Il est difficile de garantir un niveau de rejet en azote total inférieur à 10 mg/L car, en période de sous-charge, la dénitrification est très difficile à maîtriser du fait d'un apport d'oxygène par l'air membrane, parfois supérieur aux besoins en O₂.

(4) La garantie à donner est une quantité pour 100 mL. Les performances indiquées dans le tableau sont valables pour des eaux brutes ayant des concentrations supérieures à 10⁶ ou 10⁷/100 mL.


Figure 35 – Évolution de la qualité de l'eau au cours du traitement membranaire

3. Conclusion

Les filières intensives, nous l'avons vu, sont multiples et variées. Leur conception, comme leur exploitation, nécessite un personnel très bien formé et expérimenté. Ce type de filières convient particulièrement aux grandes agglomérations. Pour des agglomérations de taille plus petite (moins de 2 000 équivalents-habitants) il ne faut pas hésiter à avoir recours à des filières extensives plus rustiques, si cela est jugé pertinent lors des études préalables.

Le tableau 18 [7] récapitule avantages et inconvénients des principales filières intensives.

Nous rappelons aux lecteurs de se reporter à l'article complémentaire C 5 220.

Tableau 18 – Récapitulatif des avantages et inconvénients des principales filières intensives

Filières	Avantages	Inconvénients
Lits bactériens et disques biologiques	- Faible consommation d'énergie - Fonctionnement simple demandant moins d'entretien et de contrôle que la technique des boues activées - Bonne décantabilité des boues - Plus faible sensibilité aux variations de charge et aux toxiques que les boues activées - Généralement adaptés pour les petites collectivités - Résistance au froid (les disques sont toujours protégés par des capots ou par un petit bâtiment)	- Performances généralement plus faibles qu'une technique par boues activées. Cela tient en grande partie aux pratiques anciennes de conception. Un dimensionnement plus réaliste doit permettre d'atteindre des qualités d'eau traitée satisfaisantes - Coûts d'investissement assez élevés (peuvent être supérieurs d'environ 20 % par rapport à une boue activée) - Nécessité de prétraitements efficaces - Sensibilité au colmatage - Ouvrages de taille importante si des objectifs d'élimination de l'azote sont imposés
Boues activées	- Adaptées pour toute taille de collectivité (sauf les très petites) - Bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution (MES, DCO, DBO₅, N par nitrification et dénitrification) - Adaptées pour la protection de milieux récepteurs sensibles - Boues (cf. glossaire) légèrement stabilisées ; - Facilité de mise en œuvre d'une déphosphatation simultanée	- Coûts d'investissement assez importants - Consommation énergétique importante - Nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière - Sensibilité aux surcharges hydrauliques - Décantabilité des boues pas toujours aisée à maîtriser - Forte production de boues qu'il faut concentrer

Glossaire	
Termes	Significations
Ammoniaque	Constitue la forme réduite de l'azote. Son symbole chimique est : N-NH_4
Azote Kjeldahl	Comporte l'azote présent sous les formes organiques et ammoniacales à l'exclusion des nitrates et nitrites. C'est donc, à tort, qu'on le désigne sous le terme d'azote total.
Balourd	Terme de mécanique classique caractérisant une masse non parfaitement répartie sur un volume de révolution entraînant un déséquilibre. L'axe d'inertie n'est plus confondu avec l'axe de rotation.
Batillage	Ensemble des vagues qui déferlent contre des berges, entraînant leur dégradation.
Charge hydraulique	(Voir Vitesse ascensionnelle)
Charge organique d'une station de traitement des eaux usées	Rapport pollution reçue/capacité nominale de la station. Elle s'exprime en % du flux nominal en DBO_5 .
Coefficient d'uniformité (d'un sable)	Rapport entre le diamètre qui laisse passer 60 % des particules, et celui qui en laisse passer 10 % $10\% \Rightarrow \text{CU} = \text{D}_{60}/\text{D}_{10}$
Demande biochimique en oxygène [DBO_5 à 20°C]	Pendant 5 jours, ou DBO_5 , est l'un des paramètres de la qualité d'une eau. Cette DBO_5 mesure la quantité de matière organique biodégradable contenue dans une eau. Cette matière organique biodégradable est évaluée par l'intermédiaire de l'oxygène consommé par les micro-organismes impliqués dans les mécanismes d'épuration naturelle. Ce paramètre est exprimé en milligramme d'oxygène nécessaire pendant 5 jours pour dégrader la matière organique contenue dans 1 L d'eau. L'échantillon est conservé à 20°C pour obtenir une cinétique de consommation de l'oxygène comparable entre les différentes mesures.
Demande chimique en oxygène [DCO]	Permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale. On évalue la quantité d'oxygène (en mg/L), utilisée par les réactions d'oxydation, à partir de la mesure du résidu de réactifs au bout de 2 h. L'oxydation s'effectue à chaud, en milieu acide, en présence d'un excès d'oxydant. La DCO représente quasiment tout ce qui est susceptible de consommer de l'oxygène dans l'eau, par exemple les sels minéraux et les composés organiques. Plus facile et plus rapidement mesurable, avec une meilleure reproductibilité que la voie biologique, la DCO est systématiquement utilisée pour caractériser un effluent.
Digestion anaérobie	Appelée aussi « méthanisation » ou « fermentation méthanique », transforme la matière organique en compost, méthane et gaz carbonique par un écosystème microbien complexe fonctionnant en absence d'oxygène. La méthanisation permet d'éliminer la pollution organique tout en consommant peu d'énergie, en produisant peu de boues, et en générant une énergie renouvelable : le biogaz.
Équivalents habitants (EH)	Unité de mesure permettant d'évaluer la capacité d'une station d'épuration. Cette unité de mesure se base sur la quantité de pollution émise par personne et par jour. La directive européenne du 21 mai 1991 définit l'équivalent-habitant (EH) comme la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en 5 jours (DBO_5) de 60 grammes d'oxygène par jour $\Rightarrow 1 \text{ EH} = 60 \text{ g de } \text{DBO}_5/\text{jour}$. Dans cet article, nous avons utilisé le terme EH conformément à cette définition.
Eaux grises	Eaux usées d'origine domestique peu chargées en matières polluantes, résultant du lavage de la vaisselle, des mains, des bains ou des douches.
Eaux vannes	Eaux usées fortement chargées en matières polluantes et contenant des matières fécales, provenant des WC et des urinoirs.
Germe pathogène	Micro-organisme susceptible de causer une maladie.
Matières Organiques Dissoutes (MOD)	Fraction organique des matières en suspension. Ces matières disparaissent au cours d'une combustion et sont mesurées à partir des matières en suspension (résidu à 105°C) en les calcinant dans un four à 525°C pendant 2 heures. En général, les matières volatiles en suspension représentent en moyenne 70 % de la teneur en matières en suspension pour des effluents domestiques. Ces éléments sont issus des rejets industriels et urbains et de la dissolution par l'eau de pluie, des végétaux décomposés présents dans les couches superficielles des terrains.
Matières solides en suspension [MES]	Ensemble des matières solides insolubles présentes dans un liquide. Plus une eau en contient, plus elle est dite « turbide ».
Nitrates	Stade final de l'oxydation de l'azote.

Glossaire (suite)	
Termes	Significations
Nitrites	Étape importante dans le cycle de l'azote. Proviennent, soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniac (nitrification non conduite à terme), soit d'une réduction des nitrates (action dénitrifiante). Ils s'insèrent entre l'ammoniac et les nitrates.
Radier	Revêtement imperméable (en béton généralement pour les ouvrages d'épuration) protégeant la base d'une construction contre l'érosion des eaux, ou lui servant de fondation.
Septique	Qui produit l'infection / Causé par des germes pathogènes.
Temps de séjour	Temps de séjour hydraulique de l'eau dans un bassin. Il correspond au rapport du volume du bassin (V) sur le débit de l'effluent entrant (Q) selon la formule : $T_s = \frac{V(m^3)}{Q(m^3/h)}$
Vitesse ascensionnelle	Tout ouvrage mettant en jeu un phénomène de décantation peut être caractérisé par un paramètre technique fondamental : la vitesse ascensionnelle appelée aussi « charge hydraulique superficielle ». Cette vitesse est calculée en divisant le débit, admis dans l'ouvrage, par la surface libre (surface utile intéressée par la remontée de l'eau épurée) tel que : $V_a = \frac{Q}{S}$ avec V_a vitesse ascensionnelle exprimée (en $m^3/m^2.h$ ou m/h), Q débit (en m^3/h), S surface de l'ouvrage (en m^2). Pour un décanteur normalement dimensionné et bien exploité, la vitesse ascensionnelle admissible est d'autant plus faible que l'aptitude des boues à la décantation est mauvaise, ou que la concentration des boues est élevée.

Traitement des eaux résiduaires des agglomérations

Filières intensives

par **Jean-Marc BERLAND**

Docteur en sciences et techniques de l'Environnement de l'École Nationale des Ponts et Chaussées

Chef de Projet à l'Office International de l'Eau – CNIDE – Limoges (France)

Sources bibliographiques

- [1] Agence de l'Eau Rhin-Meuse. – *Procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin-Meuse : éléments de comparaison techniques et économiques* (2007).
 - [2] ROUSTAN (M.) (coordonnateur). – *Transfert gaz-liquide dans les procédés de traitement des eaux et des effluents gazeux*. INSA, Éditions Tec & Doc. (2003).
 - [3] HAUDUC (H.), GILLOT (S.), RIEGER (L.), OHTSUKI (T.), SHAW (A.), TAKACS (I.) et WINKLER (S.). – *Activated sludge Modelling in Practice – An international Survey*. *Water Science and Technology*, 60(8), p. 1943-1951 (2009).
 - [4] RIEGER (L.), GILLOT (S.), LANGERGRABER (G.), OHTSUKI (T.), SHAW (A.), TAKACS (I.) et WINKLER (S.). – *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. IWA Publishing, ISBN : 9781843391746, London, UK, 312 p. (2012).
 - [5] GILLOT (S.), LANGERGRABER (G.), OHTSUKI (T.), SHAW (A.), TAKACS (I.), WINKLER (S.) et RIEGER (L.). – *Un protocole pour la modélisation du fonctionnement des stations d'épuration à boues activées in Sciences Eaux et Territoires* (2012).
 - [6] LAURENT (J.). – *Étude du fonctionnement d'un réacteur à lit fluidisé et à alimentation séquentielle*. Master de recherche Chimie et Microbiologie de l'Eau, Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement, Université de Limoges (2008).
 - [7] BERLAND (J.-M.), BOUTIN (C.), MOLLE (P.) et COOPER (P.). – *Guide des procédés épuratoires extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites collectivités*. OIEau ; Commission Européenne – DGXI (2001).
- ALEXANDRE (O.), BOUTIN (C.), DUCHENE (P.), LAGRANGE (C.), LAKEL (A.), LIENARD (A.) et
- ORDITZ (D.). – *Document technique FNDAE n° 22 Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*, ministère de l'Agriculture et de la pêche (1998).
- CHABAUD (S.). – *Influence du biofilm sur les performances des systèmes de traitement par infiltration dans le sol : application à l'assainissement non collectif*. Thèse de Doctorat, Discipline : Sciences pour l'ingénieur, Spécialité : Génie des Procédés, Université de Nantes Faculté des Sciences et Techniques, École Doctorale « Mécanique, Thermique, Génie Civil » (2007).
- PRONOST (J.), PRONOST (R.), DEPLAT (L.), MALRIEU (J.) et BERLAND (J.-M.). – *Document technique FNDAE n° 22bis Station d'épuration : Dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation*, ministère de l'Agriculture et de la pêche (2005).

À lire également dans nos bases

BERLAND (J.M.). – *Assainissement des agglomérations*. [C 4 200] (2014).

BERLAND (J.M.). – *Traitement des eaux résiduaires des agglomérations – Concepts et relevage*. [C 5 220] (2014).

BERLAND (J.M.). – *Traitement des eaux résiduaires des agglomérations – Filières extensives*. [C 5 223] (2014).

ELSKENS (M.). – *Analyse des eaux résiduaires*. [P 4 200] (2010).

GAÏD (A.). – *Traitement des eaux résiduaires*. [C 5 220] (2008).

VIDONNE (A.). – *Traitement des eaux résiduaires dans les ateliers de traitement de surface – Réglementation et gestion des rinçages*. [M 1 800] (2009).

GRASMICK (A.), CABASSUD (C.), SPERANDIO (M.) et WISNIEWSKI (C.). – *Bioréacteurs à membranes et traitement des eaux usées*. [W 4 140] (2007).

EL BAHLOUL (I.). – *Traitement de surface – Effluents et réglementation*. [M 1 815] (2011).

Outils logiciels

• **Protocole GMP** : protocole pour la modélisation du fonctionnement des stations d'épuration à boues activées

• **Fichier Excel pour le calcul et le dimensionnement des stations d'épuration** : Programme step.xls disponible notamment à l'adresse suivante : http://www.4shared.com/office/eBpFQ-NE/programme_step.html

Sites Internet

• **ASTEE** – Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement <http://www.astee.org>

• **Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie** – Point sur les stations d'épuration <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Point-sur-les-stations-d-epuration.html>

• **FNDAE** – Différents Documents Techniques concernent les stations de traitement des eaux usées sur le site toujours mis à jour du **Fonds national pour le développement des adductions d'eau** <http://www.fndae.fr>

Normes et standards

Série des Normes AFNOR NF EN 12255 relatives aux stations d'épuration.

Réglementation

- **Directive n° 91/271/CEE du 21 mai 1991** relative au traitement des eaux urbaines résiduaires.
- **Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992** sur l'eau.
- **Décret n° 94-469 du 3 juin 1994** relatif à la collecte et au traitement des eaux usées.
- **Décret n° 2006-503 du 2 mai 2006** relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 2224-8 et L. 2224-10 du code général des collectivités territoriales.
- **Arrêté du 22 juin 2007** relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement.

- **Circulaire du 8 décembre 2006** relative à la mise en conformité de la collecte et du traitement des eaux usées des communes soumises aux échéances des 31 décembre 1998, 2000 et 2005 en application de la directive n° 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines.

- **Circulaire du 15 février 2008** ayant pour objet les instructions pour l'application de l'arrêté interministériel du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport, au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité et aux dispositifs d'assainissement non collectif, recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO. Instructions applicables à l'assainissement collectif.