

Eléments sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement

AVRIL 2005

Emmanuel ADLER
aconsult@wanadoo.fr
Centre d'Affaires des Monts d'or
69290 St Genis les Ollières
tel : 04 78 57 3939

Sommaire

Avertissement

I Les données du problème.....	5
1.1 Origines des pollutions – Typologie et ratios.....	5
1.2 Effets des pollutions sur les milieux récepteurs.....	9
1.2 Effets des pollutions sur les milieux récepteurs.....	10
1.3 Modélisation de l'impact de la matière organique	11
II Notions d'épuration	14
2.1 Eléments d'histoire.....	14
2.2 Les prétraitements	20
2.3 Les traitements physico-chimiques	21
2.4 les traitements biologiques.....	24
III Les boues et sous-produits	38
3.0 Préliminaire	38
3.1 Les sous-produits.....	38
3.2 Typologie et ratios des boues de STEP	39
3.3 Contextes réglementaire et technique de la gestion des boues.....	41
3.4 Techniques de traitement des boues	49
3.5 L'oxydation thermique	63
3.6 L'épandage	68

Annexes

Avertissement

Evacuer les eaux du ciel, la priorité

L'assainissement (*sanitation* en anglais) est le concept de base pour comprendre les enjeux actuels de la gestion des eaux usées. Omettre l'histoire des équipements et des coutumes relatives à l'assainissement des villes, c'est ignorer les raisons d'être de l'existant et risquer l'incompréhension. Pour mémoire car ce sujet n'est pas abordé dans ce document, c'est en fait en priorité aux besoins de sécurité (protection contre les agresseurs) mais aussi d'alimentation en "eau propre" (alimentation, entretien, agriculture...) que les bâtisseurs de villes ont du répondre, l'assainissement venant en second.

Car l'Histoire, après l'archéologie¹, nous enseigne que toute cité commence par se préoccuper du problème des évacuations par temps de pluie, il faut en effet éviter les eaux qui débordent des cours d'eau et peuvent noyer les hommes, inonder les bâtiments, détruire les biens et causer des épidémies. Sur la base d'un savoir empirique de protection contre des risques sanitaires et plus particulièrement contre les fièvres de type paludisme², les hommes ont très tôt entrepris des travaux pour assainir les terrains marécageux considérés comme insalubres.

Ainsi³, le *Cloaca Maxima* (grand cloaque ou égout principal) de Rome, initié par Tarquin l'Ancien vers -600 av. JC, fut-il édifié par des esclaves au prix de très pénibles et coûteux travaux souterrains. Ce canal souterrain, qui part du Forum jusqu'au Tibre, avait pour objet d'assainir la partie basse de la ville. Pour l'anecdote (Plaute, -200 av. JC), c'était d'ailleurs au Forum, auprès de l'ouverture de l'égout, que se donnaient rendez-vous les "gens mauvais" ou *canalicoles*.



Débouché du Cloaca Maxima dans le Tibre, Rome

Donc, la fonction primaire des réseaux d'égouts est initialement d'éloigner au loin les eaux tombées du ciel.

¹ Water management in ancient Greek cities, Dora P. Crouch – Oxford University press, 1993

² La cause de la malaria a été découverte en 1880 à Constantine (Algérie) et c'est en 1897 que le moustique a été identifié comme son vecteur. La malaria n'a disparu que relativement récemment de France métropolitaine et était encore présente en 1931, dans le marais poitevin, le golfe du Morbihan et en Camargue. Elle a été éradiquée de Corse en 1944 lorsque les troupes états-uniennes la firent disparaître en traitant massivement la plaine orientale au DDT.

³ A Topographical Dictionary of Ancient Rome, Samuel Ball Platner (completed and revised by Thomas Ashby) - Oxford University Press, 1929.

Evacuer les eaux usées, un enjeu récent

Puis est venue, avec l'arrivée des eaux sous pression, la gestion des eaux usées, transformant la question des déjections humaines en boues d'épuration distantes et méconnaissables.

Le pluvial est une question relativement complexe qui va de la prévision des précipitations par images satellites, en passant par la rétention des eaux à la parcelle (techniques alternatives), la dépollution des eaux de ruissellement ou de surverse unitaire par divers procédés (physiques, chimiques, biologiques), la réduction des débits (bassins, urbanisme)...

Evacuer les résidus, un enjeu critique

Le devenir des résidus, tout particulièrement les boues d'épuration, est un sujet relativement récent⁴.

Longtemps très empirique, l'assainissement est aujourd'hui science et l'on distingue :

- **l'hydrologie**, qui concerne l'étude des bassins versants (territoire géographique plus ou moins cohérent sur le plan de l'écoulement des eaux de surface et/ou souterraines) et la mise en relation des paramètres pluie, relief, réseau et débit. On retrouve de nombreux points communs entre approche urbaine et agricole avec, par exemple, des thèmes comme le transport solide ou la modélisation de la diffusion des pollutions.
- **l'hydraulique**, qui concerne principalement la modélisation des écoulements dans des conduits *ouverts* (canaux, noues, bassins...) ou *fermés* (canalisation PVC, fonte...).
- **l'épuration** des eaux usées, qui s'applique à la dépollution des eaux usées urbaines (ou industrielles) à l'aide d'une panoplie de process naturels mis en œuvre de façon plus ou moins industrielle, onéreuse, efficace et robuste.
- **le traitement des boues**, sujet d'actualité, couvre des champs variés comme la digestion des boues, la déshydratation, le séchage, le compostage, l'incinération, la thermolyse etc...

Le thème principal de ce cours est relatif à la gestion des eaux usées et aux sous-produits de l'assainissement, c'est-à-dire aux résidus.

⁴ L'engrais humain, Maxime Paulet – Paris, 1853

I LES DONNEES DU PROBLEME

1.1 ORIGINES DES POLLUTIONS – TYPOLOGIE ET RATIOS

Toute pollution en milieu aqueux peut se caractériser par 3 données :

- un débit
- un paramètre
- une concentration (ou un flux)

Pour ne s'intéresser qu'aux eaux usées urbaines (ERU) et industrielles (ERI), à leur épuration et à ses sous-produits allons apprécier chacune de ces caractéristiques successivement :

- LE DEBIT DES EAUX USEES

Les activités de l'homme consomment de l'eau de façon diverse et variée comme l'illustre le tableau ci-après :

Type d'usage	Consommation
Consommation domestique France Moyenne France 1990 (hors Paris) Moyenne nationale (INSEE 1996) Moyenne Paris 1990 (global) Moyenne rurale	163 l/j/habitant 120 m ³ /an/ménage 324 l/j/habitant 149 l/j/habitant
Consommation domestique étranger Moyenne Pays Indus. 1990 Moyenne PVD sans réseau	100-200 l/j/habitant 10 à 25 l/j/habitant
Consommation agricole Gros bétail Petit bétail Irrigation (pour mémoire)	50 l/j/tête 10 à 25 l/j/tête 2 000 à 20 000 m ³ /an/ha
Consommation industrielle Acier Papier Essence (raffinage) Sucre Savon	6 à 300 m ³ /t de produit 80 à 1 000 m ³ /t 0,1 à 40 m ³ /t 3 à 400 m ³ /t 1 à 35 m ³ /t

L'annexe 1.1 présente d'autres valeurs observées pour des activités industrielles.

- LES PARAMETRES DE LA POLLUTION DES EAUX USEES

Pour apprécier la qualité des eaux en général, différents paramètres sont utilisés que nous classerons ainsi :

- ◆ les paramètres physico-chimiques :
 - gaz dissous (oxygène)
 - température
 - pH,
 - conductivité
 - potentiel redox

- ◆ les paramètres de la pollution particulaire
 - matières grossières
 - matières en suspension (MES)
 - matières volatiles (MV)
 - turbidité

- ◆ les paramètres de la pollution organique globale
 - DBO,
 - DCO,
 - DTO
 - COT
 - (Spectro UV)

- ◆ les paramètres de la pollution dissoute
 - composés azotés (NTK, NGL, NO₃-...)
 - composés phosphorés (PT...)
 - autres constituants minéraux (éltés majeurs, métaux lourds ...)
 - composés organiques (détergents, hydrocarbures, phénols, OX)

- ◆ les paramètres microbiologiques
 - coliformes totaux
 - coliformes fécaux

- ◆ les paramètres écotoxicologiques
 - O₂
 - CL50
 - Tests (toxicité aiguë, globale...)

En fait, les mesures ne sont pertinentes que pour des types d'eaux bien spécifiques. Ainsi, en épuration biologique par exemple, le suivi de certaines mesures (O₂, DBO, redox, azote) permet d'optimiser le traitement (aération, recirculation...) et de piloter l'installation en cas de dysfonctionnement.

Sur le plan réglementaire, les paramètres imposés pour le contrôle du rejet dépendent du type d'eaux (eaux urbaines, eaux industrielles) et de la nature des activités.

L'annexe 1.2 rappelle les principaux paramètres des eaux usées et les références normatives associées (établies sous l'autorité de l'AFNOR⁵ en France). Il convient de signaler 2 autres familles de paramètres utilisées en épuration, l'une permet d'apprécier la qualité des boues et l'autre, les odeurs.

- LES CONCENTRATIONS ET FLUX

Comme nous l'avons vu, les activités de l'homme consomment de l'eau de façon diverse et variée. Les débits qui ont été présentés sont bien sûr associés à des concentrations et/ou à des flux comme l'illustrent les tableaux ci-après :

Ordre de grandeur des concentrations des eaux usées domestiques
(d'après Env. & Tech n°181 et O. THOMAS)

paramètre	échelle	moyennes ERU (France)		production journalière g/j.Eq.Hab (2)	Fraction décantable %
		données 1	données 2		
MES	100 à 400 mg/l	250 mg/l	340 mg/l	130	50 à 60
MVS	120 à 400 mg/l	-	280 mg/l	100	-
DBO5	150 à 500 mgO2/l	300 mgO2/l	350 mgO2/l	80	25 à 30
DCO	300 à 1000 mgO2/l	700 mg O2/l	780 mgO2/l	200	30
COT	100 à 300	-	-	40	30
NTK	30 à 100 mg N/l	80 mg N/l	60 mg N/l	-	<10
N-NH4	20 à 80 mg N/l	60 mg N/l	-	-	0
N-NO3	< 1 mg N/l	0 mg N/l	-	-	0
PT	5 à 25 mg P/l	10 mg P/l	15 mg P/l	5	10
pH	7 à 8	-	-	-	-

Composition moyenne d'une eau usée domestique (d'après DE CUYPER)

origine	Volume (%)	DBO (%)	MES (%)	Charge bactérienne (%)
Eaux vannes	20	30	55	95
Eaux ménagères :				
- cuisine	15	25	10	0
- lessive & vaisselle	35	30	25	1
- bain	30	15	10	4

Sous-produit de l'épuration des eaux usées, les boues d'épuration peuvent se caractériser par leur composition bactériologique. Ainsi, avec leur pouvoir de concentration, les boues fraîches issues du traitement des ERU contiennent :

- entérobactéries : 10^7 à 10^{10} unité/ ml
- salmonelles : 10 à 10^7 u/ml
- œufs de parasites : 10 à 10^7 u/ml

⁵ Association Française pour la Normalisation

Pour demeurer dans la bactériologie, le tableau ci-après détaille la contributions de différentes espèces par leurs excréta solides :

Animal	Densité (nb/g d'excreta)		Contribution moyenne par jour		Ratio CF/SF
	CF 10 ⁶	SF 10 ⁶	CF 10 ⁶	SF 10 ⁶	
Poulet	1.3	3.4	240	620	0.4
Vache	0.2	1.3	5 400	31 000	0.2
Canard	33.0	54.0	11 000	18 000	0.6
Homme	13.0	3.0	1 000	450	4.4
Porc	3.3	84.0	8 900	230 000	0.04
Mouton	16.0	38.0	18 000	43 000	0.4
Dinde	0.3	2.8	130	1 300	0.1

CF : coliformes fécaux SF : streptocoques fécaux

Pour préciser la composition physique, le tableau ci-après présente les différentes phases d'une ERU (d'après RICKERT) :

Echantillon	Phase	% Matière Sèche	% matière	
			organique	minérale
Eau résiduaire urbaine brute	Soluble	68	33	77
	Colloïdale	17	74	26
	Particulaire	15	80	20
Eau résiduaire urbaine traitée	Soluble	85	20	80
	Colloïdale	10	80	20
	Particulaire	5	95	5

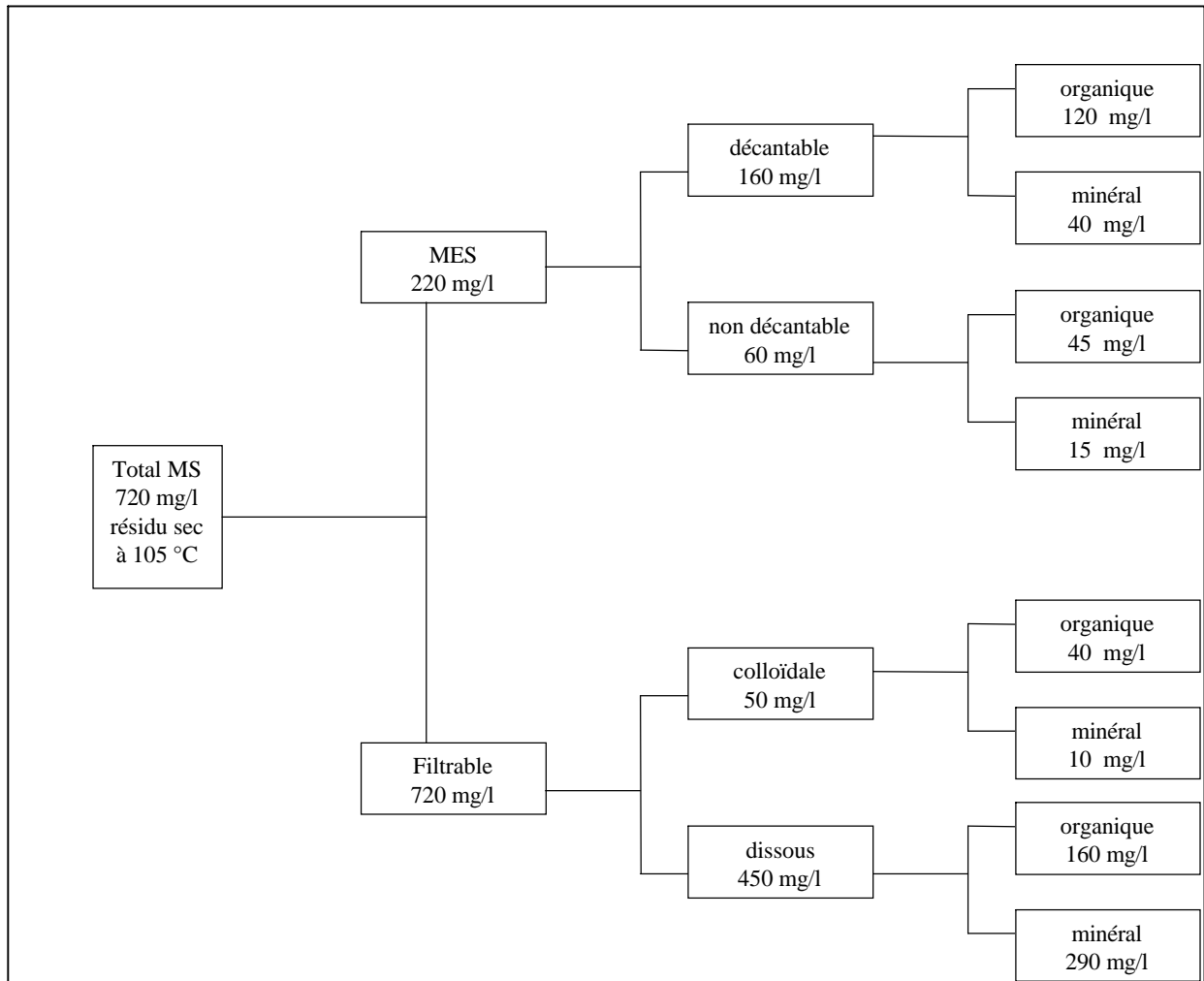
Il est par ailleurs intéressant de fournir la composition moyenne des matières de vidange :

Paramètre	France	Japon	Arabie Saoudite	Montauban (82)*
pH	7.7 à 8.5	6.4 à 7.9	6.2	-
DCO	2 à 30	8 à 15	1.8	10
DBO	1.5 à 10	5 à 9	0.4	3
MES	2 à 10	20 à 35	0.7	5
NTK	0.5 à 2.5	3.5 à 6.0	0.2	1.5
NH4	0.4 à 2.0	3 à 4	0.1	-
PT	-	-	-	0.2

*10 000 m³/an pour une STEP de 83 000 Eq.Hab

Le schéma ci-après présente, la décomposition standard des MES rencontrées dans les eaux brutes :

Classification des matières sèches d'une eau résiduaire urbaine (données USA)



1.2 EFFETS DES POLLUTIONS SUR LES MILIEUX RECEPTEURS

Les effets de la pollution sont de différentes natures et s'étendent sur des périodes de temps différentes, comme l'illustrent les tableaux ci-après:

Effets immédiats et de choc

Paramètre	Echelle d'action	Conséquences immédiates
MES	heure, jour, semaine	augmentation de la turbidité de l'eau, sédimentation, colmatages, consommation d'O ₂ , nutriments en excès
DBO et NH ₄	jour, semaine	augmentation de la turbidité de l'eau, sédimentation, colmatages, consommation d'O ₂ , nutriments en excès, pbs pour AEP
Température	heure, jour	écart avec le milieu, destratification et mélange, modification de la solubilité des gaz
Hydrocarbures	heure, jour	couche de surface, réduction des échanges interfaciés, modification de capillarité
Flottants	heure, jour, semaine	Pollution visuelle, colmatage, dépôt
Paramètres toxiques (métaux, pesticides...)	heure, jour	Toxicité aiguë
Microbiologie (bactéries...)	heure, jour	Développements de pathogènes, modification des équilibres trophiques

Effets différés et cumulatifs

Paramètre	Echelle d'action	Conséquences immédiates
MES	mois, saison	sédimentation, consommation différée d'O ₂ , colmatage de milieux spécifiques
DCO, azote	mois, année	modification des chaînes trophiques
Phosphore	Semaine, mois, année	nutriment en excès eutrophisation
Micropolluants	mois, année, décennie	Accumulation, dispersion, concentration, adsorptions, effets toxiques différés

1.3 MODELISATION DE L'IMPACT DE LA MATIERE ORGANIQUE SUR LA CONCENTRATION EN O2 DU MILIEU NATUREL

L'élimination des matières organiques par le milieu naturel hydrique amorce une chaîne de réactions biologiques dues à l'activité des bactéries (Klein, 1962). Nous savons que les mécanismes biochimiques mis en œuvre dans les milieux aéré (aérobie) et confinés (anoxie et anaérobie) sont de nature différentes. Il va donc de soi que les considérations qui suivent et qui s'appliquent aux milieux naturels aqueux ne peuvent être directement transcrites dans le monde anaérobie.

Pour apprécier les impacts de quelque rejet de nature organique sur le milieu naturel, il convient de considérer la relation de base suivante (simple conservation de la masse) :

Accumulation d'une substance dans le milieu = Qté initiale – Qté évacuée + Qté introduite - Qté consommée

Ce qui, pour l'oxygène, équivaut à :

$$(d\text{ConcO}_2/dt) \cdot dV = Q \cdot (\text{ConcO}_2)_x - Q \cdot (\text{ConcO}_2)_{x+dx} + r\text{DO}_2 \cdot V + r\text{RO}_2 \cdot V$$

avec :

$$\begin{aligned} \text{Qté initiale} &= Q \cdot (\text{ConcO}_2)_x \\ \text{Qté évacuée} &= Q \cdot (\text{ConcO}_2)_{x+dx} \\ \text{Qté consommée} &= r\text{DO}_2 \cdot dV \\ \text{Qté introduite} &= r\text{RO}_2 \cdot dV \end{aligned}$$

et :

$$\begin{aligned} Q &: \text{débit en m}^3/\text{s} \\ \text{ConcO}_2 &: \text{concentration en oxygène dans le milieu en g/m}^3 \\ r\text{DO}_2 &: \text{taux de désoxygénation en g/m}^3 \\ r\text{RO}_2 &: \text{taux de réoxygénation en g/m}^3 \\ V &: \text{volume du milieu en m}^3 \end{aligned}$$

En considérant la modélisation d'un réacteur à flux piston en fonctionnement continu, il n'y a pas d'accumulation et l'équation égale zéro, ce qui se traduit par :

$$d\text{ConcO}_2/dt = 0$$

Par ailleurs, considérant un tronçon très schématique de rivière, homogène dans ses sections, débit et température constants et en négligeant la dispersion longitudinale, il convient de remplacer les termes précédents par les relations suivantes :

Désoxygénation

$$\begin{aligned} r\text{DO}_2 &= -k \cdot \text{DBO}_1 \text{ avec :} \\ k \text{ en } 1/\text{j} &: \text{constante cinétique de 1}^{\text{er}} \text{ ordre} \\ \text{DBO}_1 \text{ en g/l} &: \text{DBO ultime au point } x \end{aligned}$$

$$k = k_1(20^\circ\text{C}) \cdot \theta_1^{(T-20)}$$

avec $\theta_1 = 1.047$ et $k_1(20^\circ\text{C})$ est donné dans le tableau ci-après :

Nature des MO	K1 (20°C) en 1/jour
Déchets peu dégradables (cellulose) ERU	0.10 – 0.20
Déchets très biodégradables (sucres, protéines)	0.20 – 0.25 0.25 – 0.50

La relation $((d\text{ConcO}_2/dt) \cdot dV =)$, par intégration et en considérant le flux piston, équivaut à :

$$\text{DBO}_1 = \text{DBO}_0 \cdot e^{-k\theta h} \text{ avec :}$$

θh : temps de rétention hydraulique en j ($\theta h = Q/V = d/v$)
et

V : volume en m³

d : distance parcourue en km

et v : vitesse du courant en km/j

DBO_0 : DBO ultime au point t=0

$$\text{Soit } r\text{DO}_2 = -k \cdot \text{DBO}_0 \cdot e^{-k\theta h}$$

Réoxygénation

$$r\text{RO}_2 = k_2 \cdot (\text{ConsO}_2_{\text{sat}} - \text{ConsO}_2_x) \text{ avec :}$$

k_2 en 1/j : constante cinétique (évaluation empirique, fonction de T ° C, profondeur...)

$\text{ConsO}_2_{\text{sat}}$ en g/l : concentration en O₂ à saturation (fonction de T ° C)

ConsO_2_x en g/l : concentration en O₂ au point x et au temps t

$\delta \text{O}_2 = (\text{ConsO}_2_{\text{sat}} - \text{ConsO}_2_x)$: déficit en O₂ en g/m³

- la formule de Parkhurst et Pomeroy (1972) donne :

$$k_2(20^\circ\text{C}) = 0.96/h \cdot (1 + 0.17Fr^2) \cdot (i \cdot u)^{0.0375}$$

(h hauteur d'eau en m, u vitesse en m/s, i pente de la ligne d'énergie,

Fr nb de Froude = u/\sqrt{gh})

- il existe aussi une grille d'évaluation sommaire avec $k_2(T) = k_2(20^\circ\text{C}) \theta_2^{(T-20)}$

θ_2 est une constante de l'ordre de 1.016 et le tableau ci-après présente les valeurs de k_2

milieu	k_2 (20°C) en 1/jour
Mare	0.12 – 0.23
Lac	0.23 – 0.34
Rivière à faible vitesse	0.34 – 0.46
Rivière à vitesse moyenne	0.46 – 0.69
Rivière à fort courant	0.69 – 1.15
Rapides, chutes	> 1.15

$$\text{Soit } r\text{RO}_2 = k_2 \cdot \delta \text{O}_2$$

D'où :

$$0 = -Q \cdot d\text{ConcO}_2/dV - k \cdot \text{DBO} + k_2 \cdot \delta \text{O}_2$$

Après substitutions et intégrations, la formule de Streeter et Phelps (1925) permet de prévoir l'évolution de la teneur en oxygène dissous dans le milieu naturel :

$$\delta \text{O}_2 = (1/(k_2 - k)) k \cdot \text{DBOI} \cdot (e^{-k\theta h} - e^{-k_2\theta h}) + \delta_0 \text{O}_2 \cdot e^{-k_2\theta h}$$

avec $\delta_0 \text{O}_2$: déficit au point de décharge en O_2

on a par ailleurs :

$$\text{ConcO}_2 = (Q_{mn} \cdot \text{ConcO}_{2mn} + Q_{eu} \cdot \text{ConcO}_{2eu}) / (Q_{mn} + Q_{eu})$$

Remarquons que les termes en oxygène dus à la photosynthèse (variation sur 24 h) et aux sédiments sont négligés.

Cas particulier pour $\delta \text{O}_2 = 0$ déficit maximum en O_2

Ce cas se produit pour : $d(\delta \text{O}_2)/d(\theta h) = 0$

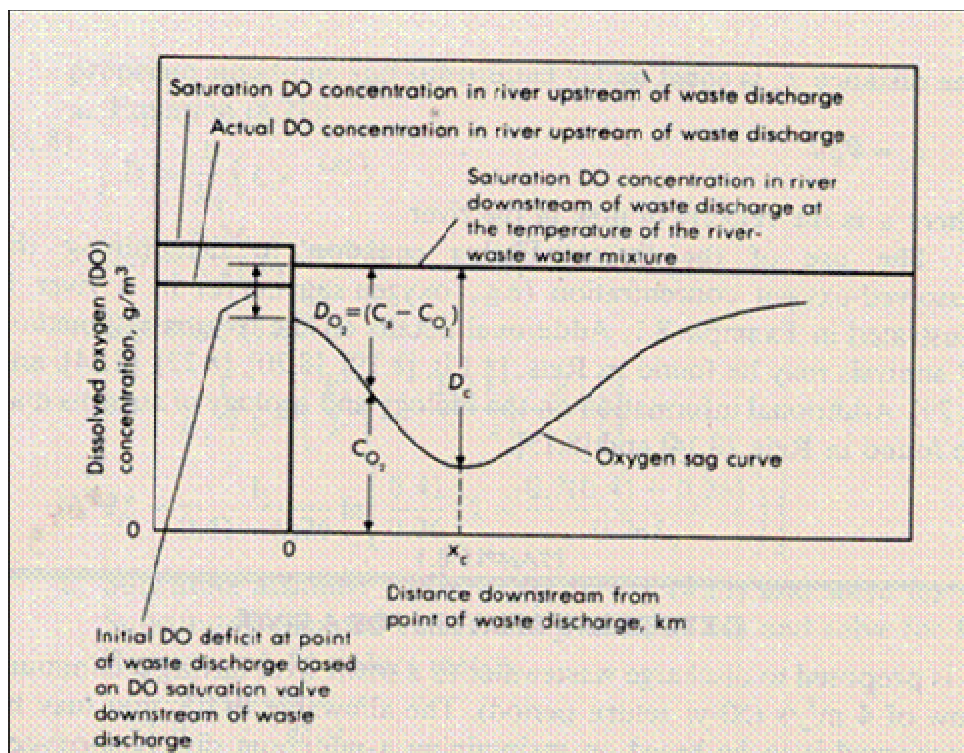
Ce qui donne :

$$\delta \text{O}_2 = (k/k_2) \cdot \text{DBOI} \cdot e^{-k\theta h^*}$$

et $\theta h^* = (1/(k_2 - k)) \cdot \ln(k_2/k \cdot (1 - (\delta \text{O}_2 / k \cdot \text{DBOI}) \cdot (k_2 - k))) = v/x_c$

et x_c = distance critique pour l'oxygène depuis le point de rejet

Le graphique ci-après présente la structure de la courbe reliant la teneur en oxygène à la distance du point de rejet :



II NOTIONS D'EPURATION

Le propos n'est en aucune manière de produire un cours exhaustif des méthodes, procédés et technologies relatifs à l'épuration des eaux. Il est d'avantage concerné par la présentation d'éléments choisis pouvant permettre une compréhension de type « globale » des données et enjeux relatifs à l'épuration des eaux usées. Sont donc exposés ci-après quelques aspects historiques et techniques de l'épuration des eaux usées.

Le présent cours n'aborde pas la question de la gestion hydraulique des eaux usées. C'est pourquoi ne sont pas traités ici les aspects relatifs au réseau de collecte et de transfert (par temps sec et par temps de pluie) qui sont d'ailleurs relativement complexes et nombreux (avaloirs, grille, refoulement, déversoirs d'orage, modélisation...).

2.1 ELEMENTS D'HISTOIRE

2.1.1 De l'animal à l'Antiquité

Depuis que l'espèce humaine existe, elle doit s'alimenter et donc, les meilleurs rendements biologiques n'atteignant jamais les 100%, produire des déchets alimentaires et des déjections physiologiques. Pendant longtemps, la gestion de ses déjections n'a posé aucun problème à l'espèce humaine, trop occupée à se déplacer pour en quête de nourriture et peu concernée par les possibles perturbations olfactives associées. Le développement de la vie en société et des villes a très tôt soulevé le problème de la gestion des déchets en général, causes d'obstacles aux déplacements et de maladies contagieuses⁶. Même si, au niveau spirituel, des divinités occupent très tôt le terrain (déesse Cloacina, dieu Sterquilinius), quelques rares exemples de gestion organisée des déjections humaines peuvent être identifiés dans l'histoire des techniques et évoquons par exemple, Mohenjo-Daro et ses fosses de maturation des déjections (civilisation sur l'Indus du IIIème millénaire avant JC), Ephèse et ses latrines collectives (Grèce, IVème siècle avant JC) ou Rome et ses vespasiennes financées par l'impôt du Chrysargyre (Ier siècle après JC). Et dans la majorité des cas, les très nombreuses décisions de l'administration relatives à la gestion des déjections sont restées lettre morte.

Valeur variable, la capacité fertilisante des déjections était en général ignorée sauf exceptions (par exemple, Varron au Ier siècle avant JC dans son traité d'agriculture). Au XIXème siècle, le succès des voiries de transformation des déjections humaines en poudrette, engrais puissant et rémunérateur, s'arrête avec l'essor de la chimie agricole et l'évolution politique en matière de nuisances et d'hygiène. Parallèlement, le développement massif des systèmes urbains dédiés à l'évacuation des eaux sales ne prend naissance que dans la seconde moitié du XIXème siècle, principalement sous la pression des hygiénistes dans un climat scientifique agité par les débats (voir les prises de positions de Pasteur et Liebig sur les eaux usées dans la chronique

⁶ Exemple toujours d'actualité, le choléra est une infection intestinale aiguë due à une bactérie qui se propage très rapidement à température ordinaire dans un milieu où règne une humidité moyenne. La brève période d'incubation va de moins d'un jour à cinq jours au terme desquels la température chute de façon spectaculaire, tandis qu'apparaît une diarrhée aqueuse, abondante et indolore qui peut rapidement provoquer une déshydratation grave et entraîner la mort en l'absence d'un traitement rapide. Dans la France au XIXe siècle, la terrible épidémie de 1832 fait des ravages dans les villes, principalement à Paris, 12.000 morts étant dénombrés dans la capitale pour le seul mois d'avril. Casimir Périer, Président du conseil, en meurt le 16 mai et le Général Lamarque au début du mois de juin. Il faut en effet dire que dans le Paris des années 1830, riches comme pauvres habitent les mêmes maisons. Pas aux mêmes étages, certes, et il y a loin de la soupente à l'appartement bourgeois, mais tous partagent la même insalubrité, la fosse d'aisance et les puisards sont la norme, or selles et eau font partie des vecteurs du choléra. La maladie continuera de frapper en 1849, puis en 1854-1855, en 1864 puis en 1884 et 1892.

précédente). Après la généralisation, d'une part des réseaux d'égouts recevant d'abord les eaux de ruissellement des chaussées et toitures, puis, d'autre part des réseaux d'adduction d'eau potable à domicile, les eaux souillées des toilettes, mêlées aux eaux de lavage et de cuisine, furent progressivement éliminées dans "le silence des organes"⁷. Après avoir pollué dans un premier temps les eaux superficielles, les eaux usées furent progressivement valorisées en irrigation agricole avec succès puis, sous la pression urbaine principalement, dépolluées en station d'épuration et produisant des boues qui, depuis les années 1990, posent des problèmes de plus en plus contraignants, et cela au niveau des différentes filières (épandage, compostage, décharge, incinération), de la réglementation, toujours plus abondante et complexe (nationale et communautaire), des services de polices (DRIRE, DDAF...).

2.1.2 Histoire de la France moderne

A Paris, jusqu'à la moitié du XIX^{ème} siècle les matières fécales étaient recueillies et stockées dans des fosses étanches (la faible utilisation d'eau utilisée interdisait l'usage de siphons et l'occlusion des conduites avec des clapets était le seul moyen pour lutter contre les odeurs) et situées à la base de chaque immeuble et curées en moyenne tous les 2 ans. Ces produits de curage avaient une forte teneur en azote (4 g/l de NH₄) et les MO étaient transportées dans des "voiries" (ancêtres des STEP) où elles séchaient à l'air libre pour devenir la "poudrette", vendue en agriculture (absence d'engrais). Par exemple, la "voirie" de Bondy, la plus importante de Paris, fournit en 1880 plus de 10 000 t/an !

Il convient de signaler qu'une industrie de récupération de l'ammoniaque s'est alors développée sur la base de 2 procédés (sulfate d'ammonium obtenu par distillation ou strippage, sel de phosphate ammoniac-magnésien = "Struvite" obtenu par précipitation). Ces techniques ont connues un regain d'intérêt pour le traitement des lisiers.

Mais, 2 épidémies de choléra (1833 et 1848/49) sensibilisèrent les Pouvoirs Publics au problème des miasmes (1833 : 2 ingénieurs en chef des eaux de Paris et 1 premier ministre sont morts). Et, sous l'autorité de Napoléon III, le préfet-baron Hausmann réalise le premier égout moderne (qui ne reçoit alors que les effluents domestiques décantés – dans des tinettes = tonnelet-panier-tamis en fer galvanisé - et les eaux de ruissellement et de lavage des rues). Les égouts sont donc de type "unitaire", et les eaux des rues (lavage & pluie) sont admises dans le réseau par des bouches d'égouts. Jusqu'en 1895, seuls les liquides vont donc à l'égout. Ce n'était donc pas l'effluent moderne. Le réseau convergeait (déjà) vers Clichy (conception due à l'Ingénieur Belgrand) et les premières mortalités piscicoles et nuisances olfactives se manifestèrent dès 1874 (expertise du Dr Gérardin). L'année 1880 est consacrée "année de la puanteur" et Renoir signe "le déjeuner des canotiers". Suite à ces conséquences imprévues, le chimiste Paul Schutzenberger, du Collège de France, met au point les 1^{ères} techniques de dosage de l'oxygène dans l'eau avec le sulfite.

En 1868, Adophe Mille, ingénieur de la ville de Paris, fait les premiers travaux sur l'épuration suivi de Alfred Durand-Claye à Clichy qui dispose ainsi de la 1^{ère} STEP. La filière agricole est retenue et 5000 ha de champs d'épandage traitent les ERU (réalisation entre 1872 et 1899). A Paris, ce sont 11 l d'eau d'égout épandus par m²

⁷ Intitulé d'un mémoire présenté par Thierry Gasnier à l'Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales en 1980

en moyenne. Les terres irriguées sont utilisées pour des productions maraîchères, herbagère (meilleur rendement en eau au m²). Il y a bien sûr les travaux du sol qui permettent d'éviter le colmatage de surface (désherbage, labourage) et qui sont assurés par les agriculteurs. Bien sûr, il n'y a pas de boues produites car la biomasse se transforme en humus...

Mais, en période de sécheresse, le système unitaire engendre des problèmes nouveaux car les eaux domestiques, non diluées, n'ont pas un débit suffisant pour éviter la décantation et les dépôts entrent en fermentation. Les Parisiens se plaignent des odeurs. Pour revenir sur 1880 (80 000 tinettes à Paris), l'hiver 79-80 a été très dur et l'évacuation des vidanges des tinettes dans les rues enneigées a été rendu impossible car les rejets directs des tinettes dans les égouts sont autorisés. Avec un printemps et un été secs, des puanteurs asphyxient vite Paris et une recrudescence des diarrhées infantile est observée. On parle de "miasmes dangereux".

La querelle "unitaire-séparatif" prend une tournure politique, le choix étant, indirectement, celui de Napoléon III. Le Dr Brouardel, défenseur du séparatif (système diviseur) met en avant le rôle de l'industrie des matières de vidange (CA = 12 MF), les frais de raccordement des maisons à l'égout, la pollution de la Seine. En outre, il convient de rappeler que plus de 120 000 m³ de boues putrides sont retirées de la Seine à l'aval de Paris en 1875 (obstruction du lit du fleuve). A Clermont Ferrand, le Dr Nivet s'oppose farouchement au tout-à-l'égout et publie un rapport sur "l'engrais humain, les égouts et les fosses d'aisance" en 1881.

Le débat est difficile mais, in fine, une date essentielle doit être retenue : le 10 juillet 1894. En effet, depuis ce jour, obligation est faite de déverser les matières fécales, urines, eaux de lavage des rues dans les égouts et l'interdiction de l'usage des tinettes est décrétée. Les premiers constats sur la biomasse épuratrice datent de ces dates (rapport Gérardin et Danat).

2.1.3 En Angleterre

A Londres (Ronna, 1866, Nivet, 1882), le principe est adopté dans les années 1860 d'évacuer séparément les eaux vannes & ménagères des eaux de ruissellement. Compte tenu de la faible pente, les eaux d'égouts (vannes & ménagères) sont évacuées dans un réseau étanche et, à l'aide de plusieurs pompes (la plus puissante élève 5 m³/s sur 10 m) consommant plus de 44 000 t de houille/an, relevées et stockées dans 2 réservoirs avant évacuation gravitaire. Le dispositif est très efficace et présente également une collecte des résidus solides. Les eaux sont alors rejetées dans la Tamise en période de marée haute. La "Metropolis Sewage and Essex Reclamation Cie" est constituée en 1865 avec un capital de 10.5 M £ avec un projet ambitieux (8000 ha irrigués pour 340 000 m³/j transportés par un aqueduc de 60 km) mais qui échouera faute de capitaux (concurrence avec l'industrie).

Certaines expériences voient cependant le jour avec des traitements physico-chimiques (chlorure de chaux, chlorure ferrique, permanganate). Dans les années 1850, à Leicester, une presse à plateaux à toile déshydrate les boues d'épuration mais le système n'est pas au point et est abandonné en 1858.

Il est donc indiscutable que les Anglais sont très actifs dans le domaine de l'épuration (120 stations en 1907 contre 21 en Allemagne...). Sur le plan des idées, la philosophie des Anglais et des Français est distincte, la première étant sans doute

influencée par le "cloaca maxima" des Romains. L'annexe 2.1 présente un descriptif historique de l'évolution de la STEP d'Achères, dans l'agglomération parisienne.

2.1.4 Brève histoire des techniques d'épuration

1870 - : lagunage

Conçu en France par le Dr Girardin, le lagunage se présente sous la forme d'un bassin constitué de végétaux épurateurs en séquence (le dernier élément est une cressonnière). En Allemagne, un étang à poissons complétait le système. En 1911 (et jusqu'en 1950), Strasbourg est devenue la plus grande ville assainie avec un lagunage (procédé Dr Hof), c'est la STEP de la Wanzenu. Le procédé est désormais très répandu dans de nombreux pays, en particulier en région chaude.

1868 : lits bactériens immergés (maximum de 100 l/m²/j)

Sur la base de sols reconstitués en laboratoire, Müller à Berlin (1865) et Franklin, à Londres (1868) imaginent le procédé aujourd'hui connu sous le nom de lit bactérien, un premier prototype est réalisé (4000 m² pour 15 000 hab). En 1890, Hazen conduit des travaux sur un filtre à gravier qui deviendront célèbres à la station de Lawrence (Mass., USA). Les 1ers lits sont à contact, alternativement immergés puis vidés par siphonnage (reproduction de l'épandage agricole des ERU). Le procédé Dibdin met en œuvre 3 lits remplis de matériaux à granulométrie décroissante (souvent du mâchefer). Puis, Cameron invente un nouveau procédé en ajoutant une fosse septique (long temps de séjour pour assurer une bonne liquéfaction et décantation) avant filtration. En France, le Dr Calmette et l'ingénieur Bezault proposent des procédés similaires. En France, Serge Winogradsky fait d'importantes découvertes sur la nitrification et l'autotrophie, les lits bactériens nitrifiant très bien. Pour revenir à la place de la fosse septique, l'étape anaérobie en tête a conduit en Allemagne à des procédés aérés séquentiellement (c'est la filière des disques biologiques).

Remarques :

- il n'y a pas de boue et l'aération est réalisée de façon naturelle avec les bulles d'air coincées dans le support
- les premiers tamis sont installés en 1910 (5 cm de maille),
- si les champs d'épandage ont permis de traiter les premières eaux usées, les massifs d'infiltration (sables calibrés) ont permis d'accélérer la vitesse du processus (aération naturelle). On peut citer Waring, 1891 et le filtre Ducat (1.2 m/j et H=1.2 m).

1900 : lits bactériens à percolation

Nous pouvons retenir principalement 2 procédés qui ont permis de réaliser des constructions longitudinales :

- un procédé par aspersion avec des orifices sur des conduites posées sur le lit (simple mais coûteux),
- un procédé par aspersion par pont baladeur à va et vient (simple mais mécaniquement complexe).

Les Anglais font beaucoup de recherches :

- 1- est réalisé le premier ajutage projetant l'effluent
- 2- sont imaginés les premiers distributeurs rotatifs (1896 - 1897, Corbet) qui atteignent la vitesse de 6 m/s,
- 3- petit à petit, des tourniquets hydrauliques sont mis en place en adaptant les techniques de l'irrigation à des bassins circulaires.

Il n'y a pas de boues produites. Plus tard, on perfore le radier pour assurer une aération par haut et bas. Des lits de tourbe furent aussi utilisés (Dr Rouchy au "jardin modèle des épandages de la ville de Paris"). Aujourd'hui, le procédé SESSIL (Stéreau) propose une variante moderne de ces ancêtres.

1904 : la digestion anaérobie

Sur la base des observations de fermentation des décharges et des "tinettes", les premières expériences ont lieu en Grande Bretagne avec Travis et son "hydrolytic tank". Auparavant et dès 1883, on peut rappeler les célèbres "vidangeuses automatiques" de Mouras qui ont été violemment combattues par les "hygiénistes". Cameron, en 1895, a été un précurseur avec la station de Exter (GB). C'est en 1907 qu'est brevetée la fameuse fosse Imhoff. Cet ouvrage assure simultanément la décantation dans son compartiment supérieur et la digestion dans le compartiment inférieur. Ce procédé est toujours utilisé, avec une nouvelle fraîcheur grâce au béton armé et maintenant aux matériaux composites.

Il convient en outre de parler de la digestion des boues produites lors de l'épuration des eaux. Dès 1899, à la station pilote de Lawrence (USA), des essais sont réalisés. En 1906, une première digestion des boues en cuve indépendante est mise en œuvre à Birmingham mais les odeurs sont épouvantables. En 1911, le procédé devient continu puis en série en 1912 (2 compartiments), en 1920 (procédé Pruss), la cuve est réchauffée grâce à la chaleur de combustion du biogaz.

Mais il est incomplet d'évoquer la digestion des boues sans aborder le problème des filasses (cheveux, poils, papiers toilette : 12 g/hab/j) qui s'accrochent aux hélices assurant le mélange. En effet, pour répondre à ces dysfonctionnements, le brassage au biogaz a été inventé. Jusqu'en 1950, la digestion anaérobie des boues est très pratiquée pour stabiliser et réduire le volume des boues produites, mais l'énergie commence à devenir bon marché...

En ce qui concerne le traitement des boues, la première moitié du 20^{ème} siècle voit quelques exemples de filtration sous pression, mais l'échelle industrielle est atteinte après la guerre de 39-45 avec la STEP de Milwaukee. En GB, sont préférés les filtres presses tandis qu'aux USA, les techniciens adoptent préférentiellement les appareils rotatifs en continu. Une dernière remarque historique concerne les digesteurs réalisés au camp de concentration de Auschwitz, construit en 1939...

1910 : les boues activées

Sur la base d'essais de dilution d'eaux d'égouts avec de l'eau de mer en 1893 à New York (épidémie de choléra en 1892), Fowler, Directeur des eaux de Manchester avance l'hypothèse que l'épuration est l'œuvre de bactéries et que l'oxygénation est due aux algues. L'expérience suivante est réalisée :

- saturation eau d'égout à l'air (oxygénation)
- décantation des suspensions
- extraction du surnageant
- mélange de la "boue" avec de l'eau d'égout
- resaturation à l'air etc...
- l'eau extraite est purifiée"

En 1914, les chimistes Adern et Locket de Manchester déposent le 1^{er} brevet sur "les boues activées". En 1920, Jones et Atwood, industriels anglais commanditaires de Adern et Locket mettent au point les premières turbines de surface et définissent le procédé nommé "simplex", qui opère en "continu" et non plus en mode séquentiel. Ce système met en œuvre une aération par turbine de surface et une décantation dans des zones tranquillisées par déflecteur (ancêtre des bassins-combinés et du SBR).

Plus tard, apparaissent le procédé Sheffield par génération de houle (en service au Mont-Mesly jusqu'en 1970) et le procédé Kessener qui mettait en œuvre des brosses transversales sur un carrousel. Nous le verrons dans la partie technique de l'exposé, mais le procédé dit à boues activées exige un apport d'oxygène important associé à un brassage énergétique (de l'ordre de 30-40 W/m³ de bassin). C'est pourquoi, de nombreux dispositifs et procédés ont été imaginés, tant du point de vue de l'efficacité, de la fiabilité, de la souplesse d'utilisation, etc...

Dés 1920, des technologies par insufflation d'air ont été développées (plaques poreuses analogues aux plaques ciment poreux pour AEP⁸), puis des tubes poreux en céramique suivis par des plaques idem. Il y eut même une aération par cascade en forme de cône avec des marches circulaires ! Aux Etats Unis, les stations se développent (San Marco, Texas : 450 m³/j en 1916; Milwaukee I : 7 500 m³/j en 1916; Houston, 21 000 m³/j en 1918; Milwaukee II : 170 000 m³/j; Indianapolis en 1925 : 190 000 m³/j et enfin, Chicago en 1927 : 660 000 m³/j !!!).

Ces premiers procédés étaient en général issus de recherches appliquées et ce n'est qu'après la guerre et le développement de la biologie que de gros progrès dans la compréhension des boues activées virent le jour. On assiste au développement de 2 écoles, l'américaine, avec des temps de séjour de 3 à 6 h (forte densité de population) et la britannique, avec des temps de séjour de l'ordre de 24 h (aération prolongée).

En 1950, Chudoba conçoit des bassins combinés, à alimentation en tête, à réactivation ou étagée. De son côté, Pasveer met au point l'aération prolongée (oxydation totale) et précise les connaissances sur la nitrification, on réalise alors 2 bassins (1 forte charge suivi de 1 faible charge), c'est la phase endogène.

Un peu plus tard, en Afrique du sud, et compte tenu des problèmes d'eau, de nombreuses recherches furent menées très tôt. Furent découverts la dénitrification en zone anoxie et en zone endogène, et, plus récemment, la déphosphatation biologique en zone anaérobie. Mais, procédé efficace et "relativement" simple, les boues activées ont des inconvénients (filamenteuses, clarification...).

⁸ Adduction en Eau Potable

2.2 LES PRETRAITEMENTS

Ils comprennent classiquement les dégrilleurs, les dessableurs et les deshuileurs. L'étape de prétraitement vise à éliminer les fractions les plus grossières contenues dans les effluents résiduaires. De nombreux équipements utilisés pour l'épuration des eaux sont également très fréquemment employés pour protéger les équipements disposés sur le réseau d'assainissement (poste de refoulement, déversoir d'orage...).

2.2.1 Dégrillage

En général, le dégrillage des eaux résiduaires est réalisé avec des grilles d'entrefer compris soit entre 30 et 100 mm (prédégrillage), soit entre 10 et 25 mm (dégrillage). Il existe aussi un dégrillage inférieur à 10 mm réalisé avec des macrotamiseurs rotatifs.

Différents types de grilles sont distinguées, les grilles manuelles (barreaux en général inclinés) pour des petits débits, les grilles automatiques (barreaux courbes pour des petits débits ou droits pour des débits plus conséquents) pour lesquelles le système de raclage (souvent discontinu) est un râteau qui peut être situé à l'aval ou à l'amont. A signaler un type de grille récent et bien apprécié, l'AQUAGARD, qui est en fait un mécanisme automatique constitué de peignes courbes raclant sans discontinuer les espaces interbarreaux. Et enfin, sont parfois utilisés des tamis (maille de 0.25 à 0.03 mm) qui peuvent être ou non rotatifs, et qui sont toujours à l'aval d'un véritable dégrillage pour éviter leur colmatage.

Le dégrillage n'a aucune action sur la pollution associée à des particules de taille inférieure à la maille utilisée, mais uniquement sur la pollution dite esthétique (essentiellement les flottants et en partie sur les suspensions de taille importante), ce prétraitement n'agit par conséquent jamais sur la pollution dissoute. Le dégrillage exige un entretien régulier et aussi une bonne gestion des déchets, son efficacité sur les eaux usées domestiques est d'environ 5 à 10 % pour les MES, et d'environ 5 % pour la DBO. Dans la pratique, le dégrillage est une opération essentielle car préalable à des opérations ultérieures exigeant une protection (postes de pompage, vannes, siphons etc..).

2.2.2 Dessablage

L'objectif essentiel du dessablage est de retenir les particules sédimentables afin de protéger les installations de l'aval, les dépôts de sables réduisant en outre la débitance des conduites. En théorie, le dessablage vise à piéger les matériaux denses ($d > 2$) et de taille grenue (diamètre $D > 0.2$ à 0.25 mm, voire à 0.5 mm), c'est à dire essentiellement des particules minérales type graviers et sables. Cependant, il est inévitable qu'une petite proportion de matière organique soit retenue au niveau de ces matériaux, ce qui engendre des problèmes de fermentation en anoxie au fond du bassin, aussi des procédés de lavage de sable sont-ils souvent mis en œuvre.

Au niveau pratique, la capture des particules est obtenue en réduisant leur vitesse, ce qui permet de distinguer les dessableurs rectangulaires (section mouillée large) des dessableurs tangentiels (mise en œuvre d'une force centripète).

Les dessableurs longitudinaux sont dimensionnés pour atteindre une vitesse de particule comprise en général entre 0.2 et 0.5 m/s. Ces ouvrages peuvent être aérés ou non afin d'assurer une séparation de la fraction organique fixée sur les sables et

les graisses (ce sont alors des dessableurs-deshuileurs utilisés en station d'épuration pour des débits supérieurs à environ 50 l/s). L'efficacité des ouvrages est très variable et dépend en partie des conditions de conception (hydraulique) et surtout des conditions de fonctionnement, c'est à dire des débits admis.

2.2.3 Déshuilage

L'objectif du deshuilage est de retenir les graisses et les huiles (particules de densité plus faible que l'eau) afin de protéger le milieu naturel. En effet, ces éléments peuvent former en zone calme une couche fine (souvent irisée) en surface qui réduit les échanges gazeux eau-atmosphère. Cette opération de séparation est également essentielle pour protéger les installations sensibles situées à l'aval (dans les stations d'épuration, les corps gras peuvent former des émulsions perturbant notamment les écoulements).

Les deshuileurs sont en général dimensionnés pour des vitesses ascensionnelles voisines de 15 m/h, et il en existe de différents types : des deshuileurs indépendants installés après un dessableur ou des ouvrages combinés dessableur-deshuileur. Le premier type est souvent utilisé pour des bassins de retenue pluviale, le bassin est alors simplement équipé de cloisons siphonides. Le second type est plus compacte, il est en général utilisé dans les stations d'épuration et met en œuvre une insufflation d'air par fines bulles pour obtenir la flottation des graisses.

2.3 LES TRAITEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES

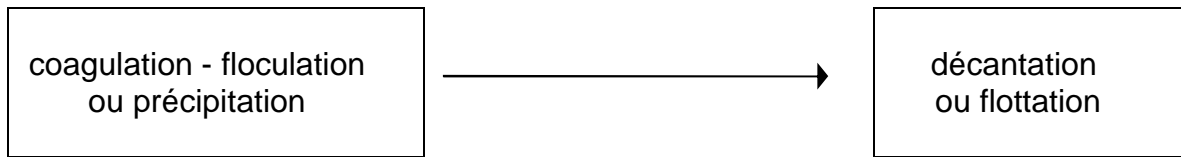
2.3.1 Définitions et caractéristiques

Les traitements physico-chimiques traitent les matières colloïdales ou émulsionnées et également les matières en suspension décantables par précipitation simultanée. Les réactifs chimiques utilisés sont nombreux et variés (voir annexe 2.2).

Les colloïdes sont des particules de diamètre compris entre 0,1 et 0,001 μ (ceci est la définition adoptée en France par les traiteurs d'eau) et dont la surface spécifique est comprise entre $6 \cdot 10^6$ et $6 \cdot 10^9$ m²/m³, ce qui induit de nombreuses réactions de surface. Les colloïdes sont en général les agents de la turbidité et de la couleur des effluents. Il est admis que les colloïdes ne sont pas retenus par filtration. Les temps de décantation dans un mètre d'eau stagnante (à 20°C) sont compris entre 2 et 200 ans (estimés par la loi de Stokes en régime laminaire).

En épuration des eaux usées, le traitement physico-chimique peut être utilisé pour des effluents présentant une pollution colloïdale ou émulsionnée importante (= 40% de la pollution totale), ce qui permet d'alléger le poids du traitement biologique (si celui-ci est nécessaire), et de protéger ce dernier de la diminution du rendement de dissolution de l'oxygène. Le traitement chimique permet également de réduire la fraction non biodégradable de la DCO, et il est en général peu dépendant de la température. D'importantes stations d'épuration fonctionnant sur ce principe ont été réalisées à Marseille et Cannes, et beaucoup de stations sur sites touristiques (importantes fluctuations de charges et de débits). Dans le monde industriel, nombreuses sont les applications des traitements physico-chimiques.

Ces traitements sont aussi appliqués pour traiter avant l'étage biologique les métaux lourds, et également en traitement tertiaire (déphosphatation par exemple). Classiquement, le traitement physico-chimique est défini comme la suite d'opérations suivantes :



Cette séquence se divise en deux temps, d'abord au niveau de l'état chimique des colloïdes qui sont déstabilisées, puis au niveau de la séparation liquide-solide.

2.3.2 Comparaison du physico-chimique et de la décantation simple

Au cours du traitement physico-chimique, la séparation eau-particules est accélérée à l'aide d'adjuvants, cette technique, par rapport à la simple décantation, présente des avantages et des inconvénients distingués dans le tableau ci dessous.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • compacité de l'installation (temps de séjour réduit, bonne intégration dans le site) • souplesse d'utilisation (réponse immédiate et à pleine efficacité pour les différents débits, fonctionnement intermittent possible) • rendement meilleur qu'une simple décantation • efficacité sur les colloïdes, les MES et le phosphore 	<ul style="list-style-type: none"> • consommation de réactifs (stockage des réactifs) • coûts de fonctionnement élevés • importante production de boues

En ce qui concerne la décantation simple, elle est réalisée dans un décanteur primaire. De très nombreux brevets existent pour la mise en œuvre des décanteurs.

2.3.3 Techniques mises en œuvre

2.3.3.1 La coagulation

- Principe

La coagulation a pour objectif d'amorcer l'agrégation de particules colloïdales qui présentent un comportement très stable en solution. L'adjonction du coagulant produit dans un premier temps un ensemble de réactions complexes d'hydrolyse, d'ionisation et également de polymérisation, et dans un second temps, une déstabilisation des colloïdes par un ensemble de mécanismes complexes (compression de la double couche de Stern, absorptions et réactions spécifiques ioniques, réactions avec et au sein des précipités d'hydroxydes).

Il apparaît que l'action de coagulation se produit d'autant mieux que les cations présentent une forte valence, ainsi Fe^{3+} est dix fois plus efficace que Fe^{2+} (théorie de Schulze Hardy).

- Application pratique

Les réactifs utilisés sont en général le sulfate d'alumine ($\text{Al}_2 (\text{SO}_4)_3 (\text{H}_2\text{O})_{18}$), le chlorure ferrique (FeCl_3) et le sulfate ferreux ($\text{FeSO}_4 (\text{H}_2\text{O})_7$), à signaler également l'emploi de l'oxychlorure d'aluminium ($\text{Al} (\text{Cl})_n (\text{OH})_m$ avec $n+m = 3$) et de l'aluminate de sodium ($\text{AlO}_2 \text{Na}$).

L'efficacité des réactifs est conditionnée par la zone de pH, ainsi, chlorure ferrique et sulfate d'alumine sont-ils injectés entre pH 6 et 7,4 et pH 5,5 et 7,4 respectivement, le sulfate ferreux étant employé autour de pH 8,7 à 9,5. L'utilisation de ces sels d'acides forts a pour effet une montée du pH (la formation d'hydroxydes est associée à la libération d'un proton), ce qui implique souvent le recours à des produits tampons pour contrôler le pH, tels que la soude ou la chaux.

Les critères de choix d'un réactif sont de deux natures : le coût et la spécificité. En France, le sulfate ferreux est le moins cher, suivi par le sulfate d'alumine et enfin le chlorure ferrique. Le sulfate d'alumine et le chlorure ferrique sont les coagulants les plus couramment employés, en particulier pour les effluents urbains.

La réaction de coagulation se réalise en une fraction de seconde, la précipitation de l'ion métallique s'effectuant instantanément, aussi est-il nécessaire d'assurer une diffusion très rapide des réactifs, ce qui est obtenu soit par injection dans la canalisation d'amenée (au poste de pompage), soit dans un réacteur brassé (rapide mixing).

2.3.3.2. La floculation

- Principe

Les colloïdes déstabilisés se rassemblent progressivement pour former des floes qui sont des agrégats de taille suffisante pour être séparés de la phase liquide. Ce phénomène d'agrégation se produit même sans agitation en raison des phénomènes diffusionnels (mouvements browniens) qui se produisent dans le processus de floculation péricinétique (très lente). L'efficacité de cette agrégation s'accroît lorsque le milieu est mécaniquement agité, c'est la floculation orthocinétique, engendrée par des gradients de vitesse, et qui est développée dans le traitement physico-chimique. La floculation physique à l'échelle industrielle est accélérée par l'adjonction de réactifs tels que les polymères à fort poids moléculaire ($M=10^6$) qui forment armature.

- Application pratique

La floculation s'amorce après précipitation du coagulant en hydroxyde. Avec la polymérisation, les colloïdes et les matières en suspension sont progressivement emprisonnés. La structure formée a souvent besoin d'un floculant pour être extraite du milieu. Les polymères utilisés pour la floculation sont souvent des polyélectrolytes organiques ou des hydroxydes métalliques du type $[\text{Fe}(\text{OH})_3]_n$ ou $[\text{Al}(\text{OH})_3]_n$.

Les produits organiques introduits pour accélérer la floculation sont des macromolécules dont le motif de base est souvent l'acrylamide.

Il existe trois catégories de polymères fonction de leur charges (les polymères anioniques sont les plus utilisés, les cationiques ou non ioniques le sont parfois), le choix du réactif optimal fait l'objet, en général, de tests en laboratoire.

Le flocculant est introduit au niveau de l'agitateur situé dans le réacteur, et le temps d'action est compris entre 5 et 20 minutes. La puissance d'agitation doit également être contrôlée afin d'optimiser la croissance des floccs qui est perturbée par des fortes turbulences.

2.3.3.3 Essais en laboratoire (coagulation-floculation)

Les conditions optimales pour réaliser la coagulation-floculation font en général l'objet d'expérimentations. En premier lieu, il convient de procéder aux jar-tests qui simulent les processus. Ces essais sont conduits dans des flocculateurs agités à vitesse variable permettant de déterminer les points successifs suivants :

- choix du coagulant spécifique,
- pH optimal de la réaction, dosage optimal du coagulant,
- détermination de la vitesse d'agitation et du temps de contact,
- choix du flocculant,
- dosage du flocculant,
- temps de contact.

Dans un second temps peuvent être également menées des études très pointues sur le potentiel zétâ qui contrôle le mouvement et les interactions des colloïdes.

Ces deux approches conduisent en général à des résultats similaires. L'annexe 1 présente les principaux consommables utilisés en épuration des eaux.

2.3.4 Séparation solide-liquide

Après obtention des floccs, l'extraction des particules solides de la solution peut être réalisée par deux méthodes : la décantation statique (souvent à lit de boue) ou la flottation (en général à air dissous), le choix dépendant des propriétés de la boue formée. Les trois critères suivants sont ainsi distingués :

- vitesse de décantation
Pour une vitesse de décantation des floccs supérieurs à 3 m/h donc rapide, la décantation sera préférée, et pour des vitesses inférieures, les floccs demeurant en suspension, on choisira la flottation.
- qualité de la boue
Si la boue formée présente de bonnes aptitudes au tassement, on choisira la décantation. Les concentrations moyennes obtenues après décantation sont comprises entre 5 et 100 mg/l et, pour la flottation, entre 40 et 150 mg/l.
- présence de précipités minéraux
Des solides microcristallins peuvent se former au cours des réactions et accélérer la décantation des floccs, ce qui écarte la séparation par flottation.

2.4 LES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES

Les prétraitements physiques permettent d'éliminer les fractions solides grossières des eaux usées, sans action sur la partie non décantable. Les traitements physico-chimiques permettent, en plus, d'éliminer une partie de la fraction soluble. Mais seuls les traitements biologiques permettent, de façon acceptable sur le plan technico-

économique, d'éliminer de façon très poussée la fraction soluble et organique de la pollution. En effet, les bactéries (agent biologique le plus fréquemment employé⁹), en raison de leur taille très réduite (et de leur capacité d'échange membranaire), de leur forte densité, de leur capacité d'adaptation (forte capacité de dissémination en général) et de leur fort taux de développement, sont les plus capables d'épurer efficacement les eaux usées.

Néanmoins, pour assurer un fonctionnement efficace de l'étage biologique avec ses équipements (agitateurs, pompes, aérateurs...), il est le plus souvent impératif de placer des équipements de prétraitement en amont qui assurent ainsi une fonction de protection.

2.4.1 Définitions

La pollution organique comprend une fraction biodégradable, la DBO₅, et une fraction non biodégradable estimée par la différence entre DCO et DBO ultime (mesurée à 21 jours). Les traitements biologiques ne s'attaquent qu'à la fraction biodégradable de la pollution organique qui comprend :

- des protides (protéines en général),
- des glucides (sucres, amidons, cellulose),
- des lipides et des graisses (esters d'acides gras et d'alcools plus ou moins complexes et plus ou moins insolubles dans l'eau et capables de former des émulsions très stables).

Il existe de très nombreux procédés permettant de dégrader la matière organique par voie biologique. On distingue ainsi :

- * les procédés dits aérobies (lits bactériens, disques biologiques, boues activées, biofiltres...),
- * les procédés anaérobies (fermenteurs, digesteurs, biofiltres),
- * et enfin, les procédés extensifs (lagunage)

2.4.2 Les procédés aérobies

Les procédés aérobies mettent en œuvre des bactéries hétérotrophes qui ont besoin de matière organique pour vivre et qui consomment de l'oxygène. Elles s'activent avec la température et transforment la matière organique soluble en énergie et en matière organique de synthèse en consommant O₂. A signaler que certains hétérotrophes peuvent se dispenser d'oxygène et utiliser les nitrates, elles sont alors dénitrifiantes dans une zone dite d'anoxie.

L'épuration aérobie est le mode traitement biologique le plus employé. Les praticiens distinguent deux grandes familles (qui peuvent d'ailleurs s'appliquer à certains procédés anaérobies) :

- . les cultures fixées (lits bactériens, biofiltres),
- . les cultures libres (boues activées et variantes).

⁹ Pour information, sont également utilisés des végétaux (champignons, algues, végétaux supérieurs) et parfois des animaux (poissons...).

2.4.2.1 Les lits bactériens

Les lits bactériens sont des dispositifs composés d'un média sur lequel se développe la culture bactérienne épuratoire (c'est le bio-film). Cette technique, comme nous l'avons vu, est très ancienne et les premiers systèmes ont été mis en œuvre dès le début du siècle en Grande Bretagne. Depuis environ 30 ans, des médias synthétiques ont été développés pour améliorer le rendement du procédé.

Le matériau support de la biomasse est en contact étroit avec les eaux usées, le solide est immergé ou arrosé et l'apport d'oxygène est assuré par mise en contact du film bactérien avec l'air atmosphérique. L'échange gazeux peut avoir lieu de façon discontinue (lits immergés), ou continue quand l'air et l'eau traversent la masse du lit. On considère les filtres à co-courant et ceux à contre-courant (lits à ruissellement).

Différents types de matériaux sont utilisés : pouzzolane (taille comprise entre 40 - 80 mm), silex concassés, plastique divers, qui sont arrosés par un dispositif répartiteur en général mobile (sprinkler) sur le principe des tourniquets hydrauliques (sprinklers). L'alimentation en air se fait en général naturellement. Les garnissages plastiques développent des surfaces élevées de l'ordre de 150 à 200 m²/m³ avec des indices de vides de l'ordre de 95 % (contre 50 % pour les matériaux traditionnels). Ces nouveaux procédés acceptent d'importantes variations de charges avec des risques réduits de colmatage. En outre, de nouveaux sprinklers motorisés assurent des vitesses plus faibles de rotation et, en relation avec un recyclage des effluents, permettent d'atteindre des rendements supérieurs.

En France et pour les ERU, le CEMAGREF recommande sur le plan pratique un traitement primaire à l'amont du lit bactérien de type décanteur ou tamisage pour réduire la charge en MES. En terme de consommation électrique, le procédé par lit bactérien est très économe (de l'ordre de 0.6 kWh/kg DBO éliminé). Sur le plan pratique, en France, le CEMAGREF recommande le lit bactérien pour des STEP de capacité comprise entre 300 et 2000 E.H. et le tableau ci-après présente leurs méthodes de dimensionnement :

Objectif sur la DBO	Type de garnissage	Corganique kgDBO/m ³ .j	Hauteur mini m	Chydraulique min.m/h	Taux de recyclage mini à pleine charge	V ascens. max du clarificateur m/h
< 35 mg/l (<2000 EH)	traditionnel	0.7	2.5	1.0	2	1.2
	plastique	0.7	4	2.2	2	1.2
< 25 mg/l (>2000 EH)	traditionnel	0.4	2.5	0.7	2.5	1.0
	plastique	0.4	5	1.8	2.5	1.0

A l'étranger et pour les effluents résiduaux industriels, il convient de signaler l'existence de technologies avancées dans le domaine des lits bactériens (procédés CASACADE®).

2.4.2.2 Les biofiltres

Le biofiltre est un réacteur qui réalise en une étape l'épuration biologique et la clarification par filtration de l'effluent traité, ce qui permet de s'affranchir d'un clarificateur aval, mais pas d'une bêche d'eau traitée pour les lavages périodiques. En effet, la régénération du biofiltre (élimination de l'excès de biomasse) est assurée par régulation avec des technologies similaires à celles utilisées pour la filtration des eaux potables. Car si le procédé d'épuration par culture fixée est connu de longue date (voir l'historique), le développement industriel des lits immergés date des années 1970 sur la base de techniques mises en œuvre dans le traitement des eaux potables.

Dans le domaine des biofiltres, un important progrès a été réalisé quand l'aération a pu être réalisée directement dans le réacteur (auparavant, les effluents étaient préoxygénés). Sur le plan du procédé, les techniciens distinguent 3 phases (solide, liquide et gazeuse) et les arguments commerciaux mis en avant par les constructeurs sont également au nombre de 3 (compacité, modularité et flexibilité, rétention des MES). Ces avantages font des biofiltres une technique bien adaptée dans les cas de sites soumis à de fortes contraintes (contexte urbain) ou sujets à d'importantes variations de charges (zone touristique). Néanmoins, les biofiltres sont limités par la concentration initiale des eaux usées qui ne doit pas dépasser 200 mg/l pour les MES et 400 mg/l pour la DCO.

Sur le plan process, la qualité des ERU impose en général un premier étage de traitement pour réduire la charge organique (décantation primaire, physico-chimique). La charge volumique appliquée est de l'ordre de 5 fois celle appliquée dans les boues activées en raison de la très forte concentration en biomasse (10 à 20 fois celles des BA). L'air process est injecté dans le réacteur par un réseau de diffuseurs. Comme cela a été précisé ci-dessus, le fonctionnement normal impose des lavages périodiques complexes (cycle et modalités) qui doivent être optimisés afin d'éviter l'entraînement du matériau avec les eaux sales de lavage tout en conservant une fraction indispensable de la biomasse pour le fonctionnement épuratoire. Pour les biofiltres traitant la pollution carbonée, une séquence de lavage dure de 10 à 40 minutes et comprend classiquement 3 phases successives (détassage du matériau par insufflation d'air, décrochage d'une fraction de biomasse par lavage avec un mélange air + eau, rinçage à l'eau). Le lavage à l'air est assuré par un réseau de buselures sous le plancher des filtres. Les eaux sales, stockées dans une bêche "eaux sales", retournent en tête de station pour être éliminées avec le traitement primaire amont.

Sur la base d'une étude du CEMAGREF en 1995 (12 cas) et pour une charge moyenne appliquée de l'ordre de 7 kg DCO/m³.j (m³ de matériau), les rendements moyens sont d'environ 67 % pour la DCO, 72 % pour la DBO et les MES. Les vitesses hydrauliques appliquées dépendent des procédés, la consommation électrique est de l'ordre de 1.1 kWh/kg DCO éliminé et la production de boues est d'environ 0.41 kg MES/kg DCO éliminé. La nitrification est possible pour des charges appliquées de l'ordre de 0.44 kg NTK/m³.j (DCO/NTK = 10) et les rendements sont alors supérieurs à 80 %.

Les biofiltres trouvent également des applications pour le traitement de l'azote (en nitrification et en dénitrification). Ainsi, une opération pilote réalisée à Achères pour le SIAAP a permis de tester et valider 3 prototypes pour la nitrification tertiaire à l'aval

d'un traitement par boues activées. La dénitrification est réalisé avec des biofiltres de conception similaires sans aération.

Les constructeurs français proposent des "produits" brevetés qui remportent un très net succès pour les projets en milieu urbain (plus de 40 réalisations en 1995). En effet, ces installations sont compactes, donc elles exigent peu de surface au sol (coût élevé de l'immobilier), les odeurs sont facilement traitables (espace confiné), et permettent donc de proposer d'onéreuses solutions dites "zéro nuisance".

Nous pouvons citer les procédés BIOSTYR (OTV), SESSIL (Stéreau) et BIOFOR (Degrémont).

Le BIOSTYR est un système à courant ascendant dont le matériau support est constitué de billes de polystyrène expansé retenues sous un plafond filtrant muni de crépines. En process, l'eau est admise à la base du filtre et ressort par dessus le plancher après passage dans les crépines. Le lavage est réalisé à contre-courant ce qui permet d'expanser le matériau vers le bas et les eaux sales sont recueillies à la base du biofiltre.

Le procédé SESSIL est en fait un lit bactérien à garnissage plastique composé de bandes de polyéthylène rassemblées en écheveaux suspendus à un jeu de poutrelles en bois imputrescible. Sur chaque bande est apposé longitudinalement un fil PVC par soudage à chaud qui, après refroidissement, produit un aspect gaufré limitant le collage des bandes.

Le BIOFOR est un réacteur à flux d'eau ascendant (co-courant) où air et eau circulent dans le même sens. Le matériau est de l'argile expansé sphérique reposant sur un plancher garni de buselures par lesquelles sont admis les effluents. Le lavage est réalisé à co-courant.

2.4.2.3 Les boues activées

Ce procédé est le plus répandu en épuration biologique, il se caractérise par la charge massique C_m exprimé en kg de DBO_5 /kg de matière organique de boue/par jour. Certains utilisent également la charge volumique, exprimée en volume d'eau traitée par volume de bassin et par jour. Les praticiens considèrent trois types de charge :

Type de boues activées	Charge massique en kg DBO_5 /kg MV.j	Charge massique en kg DBO_5 /kg MS.j	Charge volumique en kg DBO_5 /m ³ .j
aération prolongée	0.50 - 0.10	< 0.07	< 0.35
faible charge	0.10 - 0.20	0.07 - 0.20	0.35 - 0.50
moyenne charge	0.20 - 0.50	0.2 - 0.50	0.5 - 1.0
forte charge	0.50 - 1.50	> 0.50	> 1.0

La charge la plus faible correspond au rendement le plus élevé, mais aussi au volume de bassin le plus élevé. Dans la pratique, on parle aussi d'âge de boues (qui s'exprime comme la somme de deux facteurs dont l'un est l'inverse de la charge massique), et qui égale le rapport biomasse totale dans le réacteur sur quantité de biomasse extraite par jour. Enfin, élément essentiel de l'épuration aérobie, le taux de consommation d'oxygène, exprimé en kg par kg de DBO éliminée, croît avec l'âge de boues.

A chaque charge massique correspond une production de boues biologiques spécifique, c'est à dire que la quantité de boues produites dépend du niveau de traitement. Pour un traitement poussé en aération prolongée, le dimensionnement doit considérer une production de boues (dites "en excès") plus forte que pour la faible charge. C'est le soluble qui s'insolubilise. Par ailleurs, ces boues, biologiques et vieilles, sont dites minéralisées. Car la biomasse, en vieillissant se transforme et se "ratatine", le substrat visqueux, qui forme un gel autour de la bactérie, se réduit par épuisement de la nourriture rapidement assimilable (la DBO soluble de petite taille) tant la biomasse est abondante et affamée.

Il faut savoir enfin qu'il existe quantité de dispositifs permettant d'incorporer l'oxygène de l'air à l'eau. Les gaziers proposent même des solutions "à l'oxygène pur". Selon les cas, la profondeur des bassins peut atteindre 8 m voire 10 à 12 plus rarement. Injecter un gaz à pression ambiante à de telles profondeurs nécessite des dispositifs lourds de production de fines bulles où l'on rencontre des problèmes d'échauffement.

Pour les bassins de l'ordre de 4,5 m, en aération de surface, les fabricants proposent des turbines lentes ou rapides (acier, polyester), des roues et des brosses. Il existe aussi des systèmes à injection d'air couplés à une agitation, et des systèmes à base de pompes (jet, éjecteur, turbine déprimogène).

La mode est aujourd'hui aux systèmes "fine bulle" de fonds de bassin avec des matériaux synthétiques se dilatant (résistance au colmatage) et produisant des microbulles très efficaces en matière de transfert en solution.

2.4.2.4 Les bioréacteurs à membranes

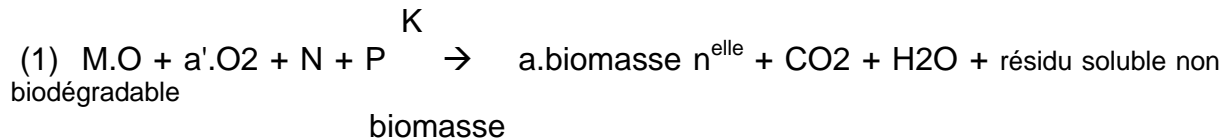
Effet de mode ou recherche de la performance optimale dans un espace de plus en plus cher, le BioRéacteur à Membranes (BRM) connaît un récent succès en particulier dans le domaine de certains effluents industriels. Ainsi, les principaux traiters d'eau hexagonaux proposent-ils des solutions combinant le plus fréquemment « boues activées de type aération prolongée » avec un module membranaire permettant d'assurer la fonction « recirculation » de la liqueur mixte. Cette étape de concentration dynamique de la biomasse par un système énergivore et compacte (2 à 3 fois moins de place, en général, qu'un clarificateur conventionnel !) s'opère avec un ou plusieurs module de filtres de type et de nature différents. Il est ainsi possible de distinguer les filtres immergés (technologie OTV VIVENDI WATERS) et ceux à sec (DEGREMONT).

2.4.3 Aperçu théorique de l'épuration aérobie

2.4.3.1 Métabolisme et biochimie

Afin d'éliminer la fraction soluble et organique qui n'a pu être extraite des eaux résiduaires par le procédé de décantation, un traitement complémentaire est nécessaire. En effet, la fraction colloïdale de la pollution organique peut être insolubilisée par des traitements de 2 natures : le physico-chimique, et le biologique.

Nous considérons ici uniquement les procédés biologiques. Il convient de rappeler dans un premier temps les grands principes du métabolisme :



Avec :

a : fraction du substrat (DBO, DCO, COT) dégradée et synthétisée en biomasse

a' : fraction de substrat oxydé (besoins en énergie)

b : fraction de la biomasse dégradable oxydée par jour

b' : besoins en O₂ pour l'oxydation de la biomasse dégradable

K : cinétique de biodégradation du substrat = f(biodégradabilité, biomasse épuratrice)

Nous allons désormais considérer les relations mathématiques pour l'élimination de la matière organique biodégradable.

Il existe en effet de nombreux modèles mathématiques qui ont démontré que, pour des charges importantes en matière organique, le taux de dépollution est une constante. A des charges organiques plus faibles, une corrélation entre ce taux et la concentration est observée et plus la concentration est faible, plus le taux diminue.

Pour des substances simples Wuhrmann, Tischler et Eckenfelder ont montré que la réaction est d'ordre zéro. Pour des composés complexes, la relation de Monod est utilisée :

$$(-1/X_v) \cdot (dS/dt) = (\mu_m/a) \cdot S/(K_s + S)$$

S : concentration en substrat

μ_m : taux de croissance maxi de la biomasse

X_v : matière volatile en suspension (proportionnel à la concentration de biomasse)

K_s : constante de Monod : concentration en substrat au taux de croissance $\frac{1}{2} \cdot \mu_m$

a : coefficient de production de la biomasse

L'expérience montre en outre que, pour un réacteur à boues activées, la relation suivante est vérifiée par :

$$S/S_0 = \exp(-K_b \cdot X_v \cdot t / S_0) \text{ avec}$$

S_0 : concentration en substrat de l'eau brute à l'instant $t=0$

S : concentration en substrat de la boue à l'instant t

K_b : coefficient de cinétique

Dans un bassin à mélange intégral, on obtient la relation :

$(S_0 - S)/(X_v \cdot t) = K$. S/S_0 et le coefficient K dépend, comme nous l'avons vu du substrat et du type de biomasse.

Le tableau ci-dessous présente quelques données empiriques :

Type d'effluent	K (1/j)	Température de référence (°C)
agroalimentaire patate	36	20
acétate de cellulose	2.6	20
raffinerie de pétrole	9.1	20
matière organique (1)	20.6	26
matière organique (2)	5.8	8
fraction soluble des ERU	8.0	20

2.4.3.2 Quelques formules dérivées de la théorie

La théorie a considéré initialement des réacteurs simples (à mélange intégral ou à flux piston). Dans la pratique, les réacteurs font l'objet d'une recirculation de la liqueur mixte épaissie et le système intègre désormais un ouvrage supplémentaire, les clarificateurs de boues.

La biomasse concentrée (en général avec 1 facteur 2) est recirculée dans le bassin d'aération et permet de contrôler la concentration en MV, la charge massique, l'âge de boue et le rendement de dépollution. Il convient désormais d'introduire la notion de charge massique C_m , avec :

$$C_m = \text{DBO} / M \text{ avec}$$

DBO en kg/j

M biomasse en kg MV ($M = V \times C$) avec V volume du bassin en m³ et

C_m en kg DBO/kg MV/j

La C_m est donc définie comme le rapport de la DBO appliquée par la biomasse présente dans le bassin (c'est le fameux F/M ou ratio food/microorganismes).

Equivalent de la charge massique, "A", l'âge de boue, exprime le rapport entre la biomasse totale présente dans le bassin et la quantité extraite par jour.

$$A = M / \Delta M \text{ avec}$$

A: en j

M en kg

ΔM en kg/j

A partir de calculs assez complexes (cinétiques et bilans massiques), et pour un système à recirculation de boue, les formules suivantes sont obtenues :

$$\Delta M = a.FDBO - b.Xd.Xv$$

$$Xd = X'd/(1 + b.X'n.A)$$

avec :

M : biomasse présente dans le réacteur en kg

ΔM : flux de biomasse extrait en kg/j

FDBO : flux journalier de DBO à traiter en kg/j

a : coefficient de synthèse organique (0.50 à 0.60)

X_d : fraction biodégradable des MVS

$X'd$: fraction biodégradable des MVS à l'instant $t=0$ (0.8)

$X'n$: fraction non biodégradable des MVS à l'instant $t=0$ (0.2)

b : coefficient de cinétique endogène (1/j)

A : âge de boues (1/j)

Ce qui donne :

$$Xd = 0.8/(1 + 0.2.b.A)$$

et

$$1/A = a . R . Cm - b . Xv$$

où R est le rendement de dépollution. La relation peut également s'écrire :

$$R = (1/A + b.Xv)/(a.Cm)$$

Le rendement de dépollution est donc proportionnel à l'âge de boue.

2.4.3.3 Application pratique

Les traiteurs d'eau ont simplifié la théorie dont ils n'ont retenu que la modélisation de Eckenfelder :

$$\Delta S = S_m + S_{vi} + a_m . Le - 0.75 . b . S_v + 0.17 . N\text{-nitrifié}$$

avec :

S_m : masse de matières minérales en suspension dans les eaux brutes
(environ 25 à 35 % pour les ERU)

S_{vi} : masse de matières organiques difficilement biodégradables dans les
EB

(environ 25 à 40 % des Matières Volatiles des ERU)

Le : masse de DBO5 éliminée par jour

S_v : masse de biomasse contenue dans le système de boues activées

a_m : ratio de production de biomasse à partir de 1 kg de DBO5 éliminée
(environ 0.5 à 0.6 pour les ERU)

b : fraction de la biomasse détruite par autolyse en un jour
(0.03 à 0.10 en fonction de la charge massique)

2.4.3.4 Besoins en oxygène

En matière de besoins en oxygène, la formule est la suivante :

$$QO_2 = a' \cdot DBO_5 + b' \cdot MS + 4.25 \cdot NTK \text{ nitrifié} \\ \text{(si nitrification)}$$

Avec :

a' : coefficient pour l'élimination de la pollution carbonée (kg O₂/kg DBO₅)

b' : coefficient de respiration endogène (kg O₂/kg MS)

DBO₅ : quantité de DBO₅ éliminé en aération en kg/h (la DBO éliminée en anoxie n'est pas prise en compte)

MS : masse de boues en aération (MS = Conc . V)

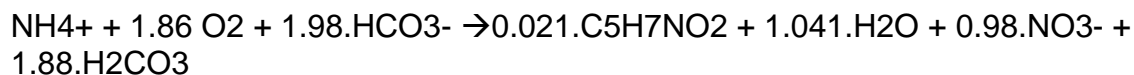
NTK : azote à nitrifier en kg/h

Le tableau ci-après donne les valeurs traditionnelles des coefficients en fonction de la charge massique :

Cm kg DBO/kg MS.j	0.05	0.10	0.15
a' kg O ₂ /kg DBO ₅	0.70	0.65	0.60
b' kg O ₂ /kg MS	0.05	0.07	0.10

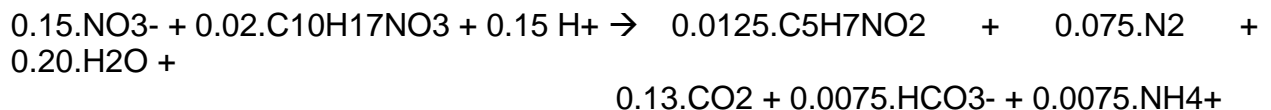
2.4.3.5 Traitement de l'azote

Si l'on considère la **nitrification**, l'équation globale est la suivante :

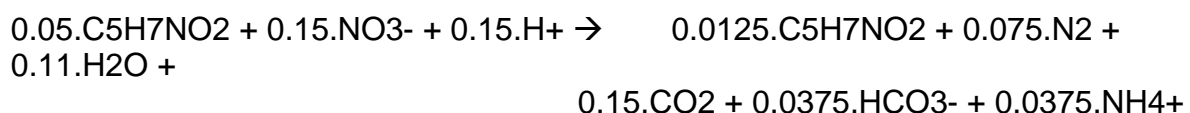


Cette équation met en évidence la consommation d'alcalinité, ainsi, la nitrification d'1 mg d'ammoniaque consomme 7.5 mg d'alcalinité exprimée en CaCO₃.

Si l'on considère la **dénitrification**, l'équation globale en boues activées faible charge est la suivante :



La dénitrification par respiration endogène donne l'équation suivante :



Dans les 2 cas, l'élimination d'1 g d'azote nitrique entraîne la production de 3.6 g d'alcalinité exprimée en CaCO₃.

Sur le plan global, la présence d'une dénitrification permet de réduire la baisse d'alcalinité due à la nitrification. Dans un système où l'eau brute est utilisée pour la dénitrification, la réduction d'1 g de nitrates consomme 3.8 g de DCO.

Quelques mots sur les différents procédés d'élimination biologique de l'azote :

- *système à nitrification seule* :
boues activées, lit bactérien, disque, tambour, biofiltre aéré
- *système avec nitrification suivie d'une dénitrification*
boues activées avec zone d'anoxie, biofiltre anoxique (apport de Corganique)
- *système avec nitrification et dénitrification conjointes*
boues activées avec syncopage (chenal, carrousel)

Sur le plan de la vitesse de réaction de la nitrification et de la dénitrification, il existe une cinétique liée à la température (exprimée en mg N/g MV.h). Ainsi, à 20 °C, la cinétique calculée est à peu près le double de celle attendue à 10 °C.

Le dimensionnement des installations à boues activées avec nit/dénit met en œuvre des calculs assez complexes qui considèrent plusieurs paramètres (charge massique, température, taux de recyclage, type d'aération/brassage...).

2.4.3.6 Traitement du phosphore

Le phosphore des ERU provient pour environ 1.9 g/E.H d'origine alimentaire et pour 2.1 à 2.3 g/E.H des lessives. Le PT est traditionnellement éliminé par des traitements physico-chimiques :

$M^{3+} + (PO_4)^{3-} \rightarrow MPO_4$ qui précipite (cette réaction entraîne une surproduction d'environ 30 % de boues en ERU standards et le rapport molaire M/P varie entre 1.5 et 2 et M : Fe ou Al).

Il est également possible de réaliser un traitement à la chaux. Dans tous les cas le traitement du PT peut être réalisé en pré-précipitation (amont du bassin d'aération), en précipitation simultanée ou en post-précipitation (après le clarificateur : traitement tertiaire). Le rendement attendu est proportionnel au dosage des réactifs, traditionnellement, il est de l'ordre de 50 à 80 %. Le tableau ci-après présente les avantages et inconvénients de chaque technique :

	Avantages	Inconvénients
Précipitation primaire (pré-)	Coûts d'investissement réduits Réduction de la charge sur le biologique	Production de boues physico-chimiques élevée Élimination du C pour dénitrification
Précipitation simultanée	Faibles investissements	Augmentation de la production de boues biologiques et MV/MS réduit
Post-précipitation	Faible consommation de réactifs Très bon rendement	Impose la réalisation d'un ouvrage et accroît le coût d'investissement

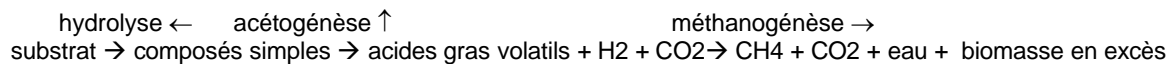
Néanmoins, il existe un procédé d'élimination du PT par voie biologique assez complexe qui fait intervenir une phase anaérobie et qui dépend du rapport Corga/PT et du temps de séjour. La réalisation d'un cycle aérobie / anaérobie sélectionne certaines

bactéries capables de stocker de fortes concentration de PT Sur le plan pratique, le redox doit être inférieur à -100 mV et le volume non aéré (anoxie + anaérobie) inférieur à 40 % du volume total (aéré + non aéré).

Le rendement moyen des STEP à boues activées avec élimination biologique du PT est de l'ordre de 50 %.

2.4.4 La méthanisation

Le phénomène de la digestion anaérobie est connu depuis au moins le 19^{ème} siècle avec Volta qui mit en évidence la présence de méthane dans le gaz des marais. Sur un plan plus homocentrique, le même phénomène a été retrouvé avec la liquéfaction des matières de vidanges des tinettes. En 1993, Mais, si leur connaissance est donc relativement ancienne, la compréhension des process mis en jeu est récente. Le procédé se produit dans des conditions bien précises de potentiel d'oxydo-réduction (<-350 mV) et de pH (neutralité). Peuvent intervenir des biotopes psychrophiles (6 à 15 °C), mésophiles (25 à 38 °C) ou thermophiles (>45 °C). La suite de réactions simplifiée suivante a été mise en évidence :



substrat	: protéines, polysaccharides, lipides, composés organiques de synthèse
composés simples	: sucres, acides aminés, acides gras long
Acides Gras Volatils (AGV)	: acide acétique...(jusqu'à C5)

La réaction d'hydrolyse, couplée aux réactions dites d'acidogénèse, est réalisée par des bactéries hydrolytiques (*Bacillus licheniformis*, *Clostridium sporogenes*, *Anaerovibrio lipolytica*...) et fermentatives qui opèrent en anaérobie et dégradent (solubilisation) les composés complexes en alcools, AGV et acides organiques. L'hydrolyse est une étape lente qui demande une simple homogénéisation. Le pH optimal est de l'ordre de 6,5, le redox de -200 mV.

Par la réaction d'acétogénèse (oxydation anaérobie), 2 transformations parallèles sont réalisées. D'une part, les AGV produits (acide butyrique C4, acide lactique C3, acide propionique C3, acide pyruvique C3) sont décomposés en acide acétique (CH_3COOH). D'autre part, un autre groupe de bactéries produit H_2 et CO_2 . Ces réactions sont rapides (de l'ordre de 4 fois plus vite que l'hydrolyse). En fait, l'acétogénèse est réalisée par 3 groupes distincts de bactéries, les homo-acétogènes (qui produisent exclusivement de l'acétate), les syntrophes (exigent une très faible concentration en H_2) et les sulfato-réductrices (qui réduisent le sulfate en hydrogène sulfuré).

Enfin, par la réaction de méthanogénèse, les AGV et le CO_2 sont transformés en méthane gazeux. En fait, un groupe de bactéries dites méthanogènes acétoclastes sont à l'origine de 70 % du méthane produit et un autre groupe de bactéries hydrogénophiles qui utilise préférentiellement l'hydrogène et le CO_2 pour produire CH_4 . En culture pure, le redox exigé est de l'ordre de -300 à -330 mV mais, dans un réacteur, des valeurs bien supérieures de l'ordre de -50 mV peuvent être observées (ceci peut être expliqué par des considérations d'hétérogénéité du milieu, c'est la même chose avec les floccs des boues activés d'ailleurs). Il est par ailleurs intéressant de souligner que les bactéries méthanogènes sont des archéobactéries

dont les acides aminés sont de configuration L au lieu de D comme pour les autres bactéries.

En milieu anaérobie, la question des inhibiteurs est cruciale. La digestion peut en effet être ralentie voire stoppée par l'accumulation de métaux lourds (nickel, cuivre, zinc, chrome...) et NH_4 à forte concentration est toxique. Signalons d'ailleurs que les produits azotés se retrouvent, après transformations, sous forme d'ion ammonium qui assure un rôle de pouvoir tampon, son accumulation traduit une dérive du pH (qui doit être compris entre 6.8 et 7.4). Toute baisse du pH doit être compensée par l'apport de chaux par exemple (applications industrielles). Enfin, l'alcalinité est un facteur essentiel du pouvoir tampon du réacteur et la teneur alcalimétrique doit être comprise entre 2000 et 4000 mg/l exprimée en CaCO_3 . Le rapport AGV/TAC est un indicateur de suivi du fonctionnement de la méthanogénèse, il est optimal pour des valeurs inférieures à 0.2 (AGV exprimé en acide lactique et TAC en CaCO_3).

Au niveau des procédés industriels, le schéma peut être mis en œuvre de différentes façons selon la concentration et le type d'effluents à traiter. Dans le traitement des ERI concentrées, le traitement se décompose généralement en 2 étapes correspondant à 2 types de réactions vues ci-dessus (acidogénèse & méthanogénèse). En effet, il a été expérimentalement démontré que le phasage en 2 étapes assurait un meilleur rendement du process (Massey & Pohland en 1978, Ghosh & Klass en 1978 et Cohen et al en 1980)

Mais dans le cas du traitement des boues de STEP, le procédé est souvent mis en œuvre dans un seul réacteur appelé "digesteur", réacteur pouvant être doublé par 2 étages similaires en série (ce qui est différent du phasage en étapes qui s'applique aux processus biochimiques). Ce type d'application sera étudiée dans le volet consacré au traitement des boues de STEP.

2.4 L'assainissement autonome

2.4.1 Contexte réglementaire En application de la Directive européenne du 21 mai 1991, reprise en droit français par la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 et son décret d'application du 3 juin 1994, les maires des communes sont responsables de la gestion des eaux usées et pluviales sur leur territoire. La réglementation précise que toutes les communes sont tenues de se conformer à l'obligation générale d'assainissement avant le 31 décembre 2005.

Selon l'article 35-III de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, instituant un nouvel article L 372-3 du Code Général des Communes, les collectivités doivent délimiter les zones d'assainissement collectif et les zones relevant de l'assainissement non collectif.

Dans ce nouveau dispositif réglementaire, les communes mettent en place une planification de leur assainissement. Le Schéma Directeur d'assainissement définit le programme de dépollution et, sur la base de l'étude de zonage, développe les moyens à mettre en œuvre en terme de collecte et de traitement des eaux usées et pluviales sur la commune.

Outil d'aide à la décision et de planification, l'étude de zonage permet de préciser la nature des travaux et leur programmation dans le temps, il prend donc en considération les contraintes techniques tout en optimisant les dépenses publiques.

Cette étude définit également l'impact des investissements envisagés sur le prix de l'eau, précisant l'évolution de la facture d'eau payée par tous les abonnés.

En relation avec les partenaires techniques et financiers du projet, un Schéma Directeur d'assainissement est enfin soumis à la Mission Inter Services de l'Eau avant la mise à enquête publique du dossier, conformément aux procédures en vigueur.

2.4.2 Contexte technique

En matière d'assainissement, les communes à composante rurale peuvent recourir à différentes options plus ou moins adaptées en fonction de leurs caractéristiques propres. Selon les cas, l'assainissement collectif (épuration centralisée par boues activées, lit bactérien, lagune...), semi collectif ou autonome pourra être préconisé. Dans certains cas, des conventions avec d'autres syndicats d'assainissement peuvent être envisagées. A chaque type d'assainissement correspond plusieurs techniques qu'il convient de maîtriser pour aboutir à des préconisations adaptées.

En effet, sans développer une trop longue présentation du sujet, mais afin d'illustrer nos propos par un seul exemple, nous pouvons rappeler quelques éléments qui concernent l'assainissement semi collectif (pour les habitats de type dispersé). Conformément à l'arrêté du 6 mai 1996, l'assainissement non collectif comprend en effet un dispositif de prétraitement (fosse toute eau ou fosse septique) suivi d'un dispositif de traitement (assurant soit l'épuration et l'évacuation des eaux usées par le sol, soit l'épuration seulement avant restitution au milieu naturel superficiel). Parmi les procédés de traitement, les techniciens distinguent entre autres, le terte d'infiltration, l'épandage souterrain, le lit filtrant vertical non drainé, le lit filtrant drainé à flux horizontal, le lit filtrant drainé à flux vertical et les techniques plus compactes (fosse septique, décanteur-digesteur...).

En outre, en ce qui concerne les aptitudes du sol à l'assainissement, il convient de se souvenir que les phénomènes d'épuration et d'infiltration sont indissociables (une trop grande perméabilité causera une infiltration trop rapide sans épuration) et que les processus de colmatage peuvent engendrer des dysfonctionnements au cours du temps s'ils ne sont pas convenablement pris en compte lors des études.

C'est pourquoi la maîtrise technique et bien entendu économique des procédés disponibles est un préalable pour mener à bien l'étude de Zonage d'Assainissement. Enfin, l'analyse des aspects liés à l'entretien des installations est un élément clef de la réussite du projet.

Une étude réalisée par le FNDAE et l'OIEau en 1997 sur les communes rurales de France a montré que environ 63 % des habitants raccordés à un dispositif d'assainissement autonome l'étaient avec une fosse septique toutes eaux suivie d'un lit d'épandage sur sol naturel, dispositif présentant la plus grande fiabilité.

III LES BOUES ET SOUS-PRODUITS

3.0 PRELIMINAIRE

Dans le traitement des eaux usées, plusieurs sous-produits sont obtenus qui sont extraits à différentes étapes du process :

- les refus de dégrillage
- les sables
- les boues primaires
- les boues physico-chimiques
- les boues biologiques

3.1 LES SOUS-PRODUITS

3.1.1 Déchets gras

Méritent par ailleurs d'être mentionnés les déchets gras qui proviennent de 3 sources différentes et représentent 550 000 T/an pour la France :

- ERU : 39 % (23 % issus du curage des réseaux, 16 % de l'assainissement autonome),
- Restauration : 32 % (bacs à graisses),
- ERI : 29 % (secteur de la viande, des laiteries & corps gras).

La production de graisse moyenne sur une STEP urbaine (sortie dégraisseur) est de l'ordre de 5 l/Eq.hab/an

3.1.2 Déchets de dégrillage

Les déchets de dégrillage sont apparentés aux OM (papiers, chiffons, plastiques, bois...) et sont de nature très organique (70 à 95 %). Le volume obtenu est en fait variable selon la nature du réseau de collecte, le type de grille et surtout l'espacement entre les barreaux. Les valeurs suivantes ont été observées :

Dégrillage à :	
➤ 40 mm	: 2 à 5 l/Eq.Hab/j
➤ 20 mm	: 5 à 10
➤ 6 mm	: 10 à 15

On peut également estimer que 100 m³ de ERU produisent en moyenne 3 à 10 kg de refus à 20 – 40 % de siccité. La teneur en eau du produit égoutté est de l'ordre de 80 à 90 % avec une densité apparente comprise entre 600 et 1200 kg/m³ et un PCI de l'ordre de 12 000 kJ/kg.

3.1.3 Les sables

Les sables extraits au niveau de la STEP sont composés de graviers, sables et particules minérales de granulométrie supérieure à 0.2 mm. Le volume produit dépend du type de réseau (unitaire ou séparatif) et du type de dégraisseur.

On considère en moyenne une production de sable de l'ordre de 5 à 12 l Eq.Hab/an et densité de 1.5. Le tableau ci-dessous présente les caractéristiques des sables avant et après lavage :

	Teneur en eau	Teneur en MO	densité
Avant lavage	20 à 65 %	20 à 70 %	1
Après lavage	20 à 30 %	< 30 %	1.4 à 1.7

En moyenne, la concentration d'extraction est de l'ordre de 20 g/l et de 400 g/l après égouttage. La littérature avance en outre une moyenne de 10 à 100 kg de sable à 40 – 50 % pour 100 m³ de ERU traitées.

Les sables font l'objet d'un traitement de lavage/essorage qui peut faire intervenir :

- un hydrocyclone, avec ou sans classificateur à vis,
- un classificateur à vis d'Archimède
- un classificateur à râteaux

3.1.3 Bilan des sous-produits

Le tableau synthétique ci-après présente les ratios moyens des résidus de l'assainissement :

	Volume l/Eq.Hab/an	Masse MS Kg/Eq.hab/an	Humidité en %	MV/MS en %
Produits de curage	5 - 12	3 - 8	50 - 70	15 - 30
Dessablage STEP	4 - 8	4 - 8	10 - 30	10 - 25
Graisses	1.4 – 1.8	0.4 – 0.7	60 - 80	80 - 90
Refus dégrillage	3.2 – 4.2	1.4 – 2.0	40 - 55	65 - 80
Total	18 - 21	13 - 15		

3.2 TYPOLOGIE ET RATIOS DES BOUES DE STEP

Pour appréhender le problème des boues, il faut d'abord préciser une définition et pour cela il convient de considérer les typologies existantes. Nous en considérerons 3 mais d'autres peuvent être imaginées. En considérant d'une part les boues seules et sur la base d'une relation matière sèche/eau, il est possible de distinguer plusieurs classes :

- boues organiques hydrophiles (ERU, IAA)
- boues huileuses hydrophiles (raffinerie, mécanique)
- boues huileuses hydrophobes (laminage)
- boues minérales hydrophiles (eaux superf., traitement de surface, tannerie)
- boues minérales hydrophobes (forage, eaux superf., lavage de gaz)
- boues fibreuses (papeterie, pap, ppo)

3.2.1 Classifications des boues

En considérant d'autre part la traitabilité des boues, une classification a été développée en France sur la base de normes américaines, le tableau ci-après détaille les 4 classes proposées :

	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D
Définition	boues primaires, physico-chimiques & forte charge	biologiques	mixtes A+ B	Stabilisées en biologie digestion, stabilisation
Paramètre				
Aptitude à la concentration	excellent	moyen	bon à faible	moyen à faible
Aptitude à la stabilisation	excellent	bon à faible	moyen à bon	-
Aptitude à ne pas fermenter	moyen à faible	bon	faible	bon
Traitabilité	très bon	moyen à faible	bon	bon

Enfin, en considérant la siccité des boues, une classification a été développée que rappelle le tableau ci-après après :

Caractéristiques des boues en fonction de la siccité et de certaines propriétés

	siccité	caractéristiques	type de transport
boues liquides	1 à 2 %	liquide	pompage et citerne
boues liquides épaissies	8 à 12 %	liquide	pompage et citerne
boues pâteuses	18 à 30 %	pelletable	pompage et benne
boues solides	30 à 90 %	pelletable, gerbable et émottable	transport par tapis
boues sèches	> 90 %	pulvérulante ou granulée	transport par tapis ou système pneumatique
boues compost	50 à 60 %	pelletable, gerbable et émottable	transport par tapis

3.2.2 Ratios de production de boues

Les ratios de productions de boues en France sont les suivants :

Type de boues	MS g/Eq.Hab/j	Volume l/Eq.Hab/j	concentration % MS	MO/MS %
Primaires				
<i>Fraîche</i>	50 – 60	1.0 – 1.2	5	55 – 70
<i>Digérée</i>	30 – 40	0.3 – 0.5	8 – 10	35 – 60
Mixtes (primaire + lit bactérien)				
<i>Fraîche</i>	70 – 75	1.4 – 1.5	5	55 – 70
<i>Digérée</i>	45 – 50	0.5 – 0.7	7 – 9	35 – 60
Mixtes (primaire + boues activées)				
<i>Fraîche</i>	80 – 100	1.6 – 2.5	4 – 5	60 – 75
<i>Digérée (anaéro. ou aérob. thermophile)</i>	50 – 65	0.8 – 1.6	4 – 7	45 – 60
<i>Digérée (anaéro. mésophile)</i>	60 – 70	1.2 – 2.0	3 – 5	50 – 65
Biologiques (boues activées)				
<i>Fraîche</i>	45 – 60	2 – 6	1 – 2	70 – 85
<i>Digérée</i>	30 – 40	0.6 – 2.0	2 – 5	60 – 75

3.2.3 Types de traitements des boues

Opérations élémentaires du traitement des boues

Opération	Objectif
Stabilisation	Limiter les nuisances potentielles (odeurs)
Concentration	Réduire le volume d'eau pour faciliter le transport
Stockage	Optimiser la gestion du traitement des boues (extraction / évacuation)
Homogénéisation	Fabriquer un produit de qualité relativement constante
Reprise	Evacuation
Conditionnement	Modifier les caractéristiques de la boue afin de faciliter la séparation des 2 phases solide/liquide
Déshydratation	Augmenter la siccité pour obtenir une meilleure qualité de boues (pâteuses ou solides)

3.3 CONTEXTES REGLEMENTAIRE ET TECHNIQUE DE LA GESTION DES BOUES

3.3.1 Cadre réglementaire

A l'heure actuelle et dans le sens d'une intensification, la réglementation et sa sœur, la jurisprudence, occupent une part croissante dans les réflexions et les opérations liées à l'environnement, tout particulièrement dans le domaine des boues de stations d'épuration. De nombreuses considérations techniques font l'objet de textes nationaux mais également européens.

Dans l'esprit des lois, la boues de STEP obéissent traditionnellement à 2 logiques :

- une logique "matière fertilisante"
- une logique "déchets"

Ces 2 logiques sont à mettre en relation avec 2 types de législations :

- la législation "santé publique"
- la législation sur l'eau

Enfin, une nouvelle dimension semble émerger, celle qui considère la boue comme un "produit industriel".

Actuellement, le producteur de boues est considéré comme le responsable de leur qualité et de leur devenir. A ce titre, il se doit de respecter les principes de "précaution" et de "conciliation" qui seuls peuvent garantir la pérennité de la filière. Sur le sujet, une abondante jurisprudence confirme l'importance de la *procédure*. Pour la valorisation agricole, ce constat est confirmé par l'ADEME qui souligne que "l'élément central de la valorisation agronomique des boues est la bonne gestion, qui

s'inscrit dans la démarche du développement durable. A savoir, la solution au problème des boues passe par la mise en place de procédures et de "contrôles qualité" associés au double consensus professionnel et social. Enfin, la fiabilité du dispositif et sa "lisibilité externe" sont également nécessaires à la réussite de tout projet." Le détail des contraintes réglementaires est présenté en annexe.

Sur le plan pratique dans la Communauté Européenne, il convient par ailleurs de rappeler que l'interdiction du rejet en mer des boues est entrée en vigueur en 1999 tandis qu'une telle mesure a été adoptée en 1989 aux Etats Unis (en 1994-95, 25 % des boues de Grande Bretagne étaient évacuées en mer).

En outre, la DG Environnement travaille sur un nouveau projet de Directive européenne (pour remplacer celle de 1986) sur les boues afin de "réglementer l'utilisation des boues d'épuration en agriculture, de manière à éviter des effets nocifs sur les sols, la végétation, les animaux et l'homme."

Les conséquence techniques

La réglementation européenne et plus particulièrement la directive du 21 mai 1991 sur le traitement des eaux résiduaires impose des niveaux de traitements plus poussés et fixe un échéancier repris par la réglementation française (loi sur l'eau du 3 janvier 1992 et ses textes d'application) et présenté dans le tableau ci-après. Ces textes législatifs ont des conséquences de premier ordre sur la production de boues de stations d'épuration, et l'échéance 2005 aura un impact certain.

Echéancier de réalisation des stations d'épuration

Avant le	Zone sensible	Zone non sensible	Industries agroalimentaires
31.12.98	> 10 000 Eq.hab	> 15 000 Eq.Hab	> 4 000 eq.hab
31.12.2000			
31.12.2005	2 000 à 10 000 Eq.hab		

Sur le plan de l'analyse, les différents textes législatifs précédemment cités ont pour effet d'induire des conséquences marquantes sur la filière "boues". Ces impacts sont présentés ci-après :

- ◆ amélioration du taux de collecte des effluents urbains domestiques
 - objectif de collecte supérieure à 80%
- ◆ amélioration de la gestion des réseaux d'assainissement unitaires
 - réduction du volume d'eaux parasites,
 - gestion intelligente des déversoirs d'orage
- ◆ intégration progressive du traitement des effluents de temps de pluie
- ◆ amélioration du niveau de traitement des effluents
 - traitement de l'azote dans les zones sensibles
 - traitement du phosphore dans les zones sensibles
- ◆ amélioration de la gestion des ouvrages de dépollution
 - garanties de performances sur 95 % du temps hors événements exceptionnels

3.3.2 Productions de boues actuelles et futures

Prise en compte des spécificités nationales

Puisque la réflexion couvre l'espace européen, il convient de souligner les disparités essentielles et les particularités propres à chaque pays. A titre d'exemple, sont ici présentées quelques différences techniques qui illustrent les spécificités propres à la France et à l'Allemagne.

France

Ainsi, la France (densité de 110 hab/km²) comporte 36 500 communes pour un peu plus de 11 500 STEP et une production moyenne de boues par STEP de l'ordre de 70 T MS/an (capacité moyenne : 3 500 Eq.Hab). Les STEP de capacité supérieure à 5 000 Eq.Hab représentent en effet environ 15 % du nombre total de STEP mais produisent environ 45 % du volume de boues total (respectivement 84 % des MS totales produites). La France se caractérise donc par un parc de STEP important rapporté à sa population et à son territoire, ce qui explique la faible capacité moyenne (grande dispersion des communes).

Allemagne

En comparaison, l'Allemagne (densité 230 hab/km²) est formée de 9 000 communes et la production moyenne de boues par STEP est de l'ordre de 280 T MS/an (soit exactement 4 fois l'équivalent français !). Ceci peut également se traduire par le fait que la capacité moyenne des STEP en Allemagne est de l'ordre de 14 000 Eq.Hab.

Mais si les aspects "géographiques" sont importants, les données liées à la collecte et à l'épuration des eaux sont fondamentales pour apprécier la quantité et la qualité des boues. En effet, le type de traitement des eaux (boues activées et âge de boues, type de déphosphatation...) et la nature du réseau (unitaire ou séparatif, présence d'industriels raccordés...) exercent des influences majeures sur les boues produites et leurs filières d'élimination. Ainsi, sur Bordeaux, l'entretien du réseau séparatif engendre une production de boues spécifique non négligeable de l'ordre de 35 kg/Eq.Hab/an qu'il faudra prendre en considération dans la filière "boues".

Les filières de gestion des boues en Europe et aux Etats Unis

Le tableau ci-dessous présente, pour l'Europe communautaire, les principales filières de valorisation et d'élimination des boues de STEP urbaines.

Destinations des boues au niveau européen

	Situation actuelle 1997	Situation future 2005
Valorisation agricole	2 400 000 (37 %)	4 500 000 (45 %)
Mise en décharge	2 700 000 (42 %)	1 700 000 (17 %)
Incinération	700 000 (11 %)	3 900 000 (38 %)
Mer	390 000 (6%)	0 (0 %)
Autres	230 000 (4 %)	?
Total	6 500 000	10 100 000

En moyenne, et pour apprécier les flux de boues à gérer, les spécialistes raisonnent sur les populations raccordées et conviennent d'un ratio moyen de production de matière sèche (MS) contenue dans les boues proche de 60 g/Eq.Hab/j de MS produite, soit 22 kg/an en relation avec une consommation en eau potable (AEP) voisine de 150 l/eq.Hab/j. Les 60 g/Eq.Hab/j sont également à comparer aux 1 kg d'ordures ménagères/Eq.Hab/j et aux 2.5 kg de déchets industriels/Eq.Hab/j.

Pour quantifier l'importance respective des filières "boues", il est intéressant de rapprocher ces données de celles du tableau ci-dessous.

En ce qui concerne les Etats Unis et pour élargir le débat, il peut être souligné, sur la base d'une analyse du Groupe de travail de la WEF et de l'EPA en charge des "biosolids", que la piste agricole semble en voie de devenir la principale filière (20 % du total en 1972, 33 % en 1989 et plus de 36 % en 1995). Il est intéressant de noter que les dépenses annuelles "boues" sont estimées à 2 milliards USD pour un volume de 5.3 millions de m³. Enfin, à titre illustratif, citons le cas de New York, qui, depuis 1992, épand ses boues sous forme de pellets dans les Etats du Texas, du Colorado, de Floride et même d'Arizona. Par ailleurs (avec une unité de séchage opérationnelle depuis 1928), les pellets de 4 à 12 mm de Milwaukee (Milorganite) produits à 180 USD/ TMS sont en partie valorisés sur les greens de golf !

Modes de Gestion des boues de STEP dans
la Communauté Européenne et aux Etats Unis

Filière de Gestion des Boues (% du total)					
	<i>production T MS/an</i>	<i>Agriculture</i>	<i>Décharge</i>	<i>Incinération</i>	<i>Autres</i>
Autriche	320 000	13	56	31	0
Belgique	75 000	31	56	9	4
Danemark	130 000	37	33	28	2
France	850 000	60	20	20	0
Allemagne	2 500 000	25	63	12	0
Grèce	15 000	3	97	0	0
Irlande	24 000	28	18	0	54
Italie	800 000	34	55	11	0
Luxembourg	15 000	81	18	0	1
Pays Bas	282 000	44	53	3	0
Portugal	200 000	80	13	0	7
Espagne	280 000	10	50	10	30
Suisse	50 000	30	20	0	-
Grande Bretagne	1 075 000	51	16	5	28
Etats Unis	5 357 000	36	38	16	10
Total/Moyenne	12 000 000	38	43	10	9

Source: Chang, Page, and Asano, 1996 (WEF – 1998)

NB : d'autres valeurs sont proposées par l'IAWQ (données WRC, GB)

4.3.3 Aperçu des techniques & des coûts

Pour un prestataire de services urbains et compte tenu du type de rémunération des services de l'eau et de l'assainissement (analyse séquentielle des composantes du prix de l'eau au m³), le plus grand soin doit être apporté aux aspects financiers des filières de gestion des boues. Pour apprécier les enjeux, il convient d'apprécier plusieurs éléments distincts :

- le pays et sa réglementation,
- le contexte socio-géographique :
 - . la sensibilité du milieu (sensibilité urbaine, associative, agricole...),
 - . la distance entre les STEP gérées par un même opérateur,
 - . le lieu de réception finale de la boue,
 - . la nature des activités agricoles
 - . les sensibilités psychologiques
 - . la taille des collectivités
- les techniques et les coûts

Réalisées pour les principales techniques actuellement utilisées, les tableaux ci-après illustrent ces spécificités et la variabilité des chiffres d'une étude à l'autre :

Estimation des coûts des filières d'élimination des boues en fonction de la taille de la STEP

	capacité de STEP 50 000 Eq.Hab		capacité de STEP 300 000 Eq.Hab	
	Coût F/TMS	Coût F/m ³ d'eau	Coût F/TMS	Coût F/m ³ d'eau
épandage de boues chaulées*	1810	0.61	1590	0.53
mise en décharge*	2040	0.68	1980	0.66
incinération spécifique*	3440	1.15	1670	0.56
co-incinération avec des ordures ménagères*	1760	0.59	1290	0.43

D'après SNITER, novembre 1998

Pour les Agences de l'Eau les valeurs ci-après sont avancées :

épandage de boues = 0.20 F/m³ et 1000 F/T MS

incinération = 3500 F/T MS et 1.40 F/m³,

compostage = 2000 F/T MS et 0.80 F/m³,

séchage = 2500 F/T MS et 1.00 F/m³.

Dans cette réflexion, un temps d'arrêt est nécessaire. En effet, rappelons que traiter les boues, c'est avant toute chose concentrer les matières sèches et éliminer l'eau (les traitements de stabilisation et d'hygiénisation sont en général postérieurs). Et,

d'après des études réalisées en France, l'élimination de l'eau dans les boues représente, en moyenne, de l'ordre de 50 à 65 % du coût total du traitement, ainsi, un gain de 1 point de siccité permet de réaliser une économie de l'ordre de 40 à 150 F/T MS ! Le rôle des adjuvants (indispensables en général pour la déshydratation des boues), et en particulier les polymères, est donc essentiel dans l'optimisation coût et performance.

Le tableau ci-après, fournit un cadre financier pour comparer les différentes solutions techniques. Au niveau de la France et d'après le SYPREA, la population concernée par l'épandage agricole est d'environ 6000 agriculteurs pour 250 000 ha à peu près.

Analyse des filières de valorisation agricole

	Capacité optimale Eq.Hab	Coût F/m3 d'eau	Coût F/TMS	Coût F/Eq.Hab/an
épandage de boues liquides	1 000 à 5 000	1.00 à 2.00	2 500 à 5 000	50 à 100
épandage de boues liquides épaissies	1 000 à 5 000	1.30 à 2.60	3 200 à 6 600	70 à 140
épandage de boues pâteuses	5 000 à 40 000	0.76 à 2.00	1 900 à 5 000	42 à 110
épandage de boues pâteuses stabilisées	40 000 à 300 000	0.44 à 0.84	1 100 à 1 700	24 à 46
épandage de boues solides	40 000 à 300 000	0.84 à 1.25	2 100 à 2 400	46 à 68
épandage de boues solides stabilisées	40 000 à 300 000	0.56 à 1.00	1 400 à 2 500	31 à 55
épandage de boues sèches hygiénisées	> 200 000	0.52 à 1.15	1 300 à 2 850	29 à 63
épandage de boues compost	> 50 000	0.92 à 2.21	2 300 à 5 500	51 à 121
Ecart		0.44 à 2.60	1 100 à 6 600	24 à 140

3.3.4 Enjeux techniques

Si les experts conviennent qu'il existe principalement 3 filières de gestion des boues (agronomie, incinération, décharge), la mise en Centre d'Enfouissement Technique semble définitivement compromise. Il convient donc d'étudier dans le détail les 2 premières solutions. Leur mise en œuvre fait intervenir de nombreuses techniques et procédés qui ne sont pas exhaustivement rappelés ci-après (conditionnements chimiques, conditionnement thermique, épaississements assistés, déshydratation, stabilisation et hygiénisation, séchage thermique, oxydation thermique...).

Il faut bien sûr rappeler les enjeux liés à la qualité des boues et aux nuisances qu'elles peuvent engendrer (odeurs, moustiques...). En effet, stabilisation &

hygiénisation des boues sont des préalables qui deviennent indispensables. Pour atteindre ces objectifs et dans la perspective d'une valorisation agricole, la digestion (anaérobie ou aérobie thermophile) ou compostage sont des pistes intéressantes.

Filière agronomique

Pour bien comprendre les enjeux liés à la valorisation agricole, il faut mettre en relation les déchets de l'élevage (excédents structurels locaux) et les boues. Ainsi, au niveau de la France, des estimations avancent que les boues de STEP recyclées en valorisation agricole ne représentent que 1 à 2 % de l'ensemble des sous-produits épandus (95 % des produits épandus sont les sous-produits issus de l'élevage et environ 3 à 4 % des sous-produits de l'industrie agro-alimentaire). En outre, l'ensemble des boues de STEP valorisées en agriculture concerne moins de 1 % des terres agricoles (2 à 3 % si l'intégralité des boues étaient épandues !).

Mais, nous l'avons vu, les enjeux psycho-sociologiques sont essentiels dans l'analyse de cette filière, c'est pourquoi, afin de pérenniser cette voie, un groupe de travail a été mis en place au niveau du Conseil Général du GREF (CGGREF) pour étudier la faisabilité d'un Fonds de Garantie en cas de désordres causés par suite d'épandage de boues de mauvaise qualité (ce Fonds existe déjà en Allemagne). Au niveau national, une Charte Nationale pour l'Épandage de Boues de STEP en Agriculture est par ailleurs cours d'adoption.

Le choix du type de filière de valorisation agricole dépend de nombreux facteurs : renégociation du contrat d'affermage, négociation communautaire de la PAC, attitude de la Grande Distribution, besoins locaux.

Dans d'autres pays et pour illustrer l'intérêt d'une démarche de type "transversale", l'industrie du charbon dur en Allemagne, en Grande Bretagne et en Ukraine produit 50 % de roches de déchets par rapport au total extrait. Ces déchets sont sources de nuisances (poussière, esthétique, lixiviats...) et il existe plusieurs projets pour revégétaliser avec des boues de STEP les surfaces nues, la notion de terrain végétal artificiel étant en pleine évolution. Pour les petites unités, le rhyzocompostage semble intéressant (utilisation dans le sud ouest de la France).

En résumé, si l'épandage direct reste une solution facile, d'autres procédés permettent d'obtenir des produits certes plus chers, mais beaucoup plus attractifs et faciles d'utilisation (compost, pellets...) comme le confirment les différents exemples en France et à l'étranger présentés dans le texte.

Enfin, il convient de mentionner, pour des collectivités de taille petite à moyenne (1000 à 10 000 EH), les lits de séchage plantés de roseaux qui permettent d'obtenir un compost de bonne qualité dans des conditions intéressantes.

Autres filières

A côté de la filière agronomique, d'autres techniques tendent à se développer et des opérations pilotes sont menées dans de nombreux pays. Si en France le rapport GUELLEC retient que l'oxydation thermique est une technique bien adaptée au milieu urbain, une panoplie d'autres procédés sont également disponibles, la liste ci-dessous en présente quelques uns de façon non exhaustive :

- l'incinération dans un four à lit fluidisé (rappelons que l'autocombustibilité des boues dépend de leur qualité mais varie en général entre 25 à 35 % de siccité)
- la co-incinération avec les ordures ménagères
- les procédés d'oxydation par voie humide
- les procédés de gazéification
- les procédés de vitrification (R & D)
 - production de briques : vitrification à 1400 °C (1 T MS de boues → 20 T de briques). Il faut en effet signaler que de nouvelles restrictions vont s'appliquer sur les industries de la céramique (évolution de la législation communautaire de l'industrie minérale extractive).
 - inertage des métaux lourds et valorisation du produit comme matériau de construction. La cristallisation après vitrification améliore en effet les propriétés physiques du matériau recyclé.
- autres procédés (R & D)
 - pilotes pour la pyrolyse
 - pilotes pour la thermolyse
 - essais laboratoire pour la congélation, les ultrasons,
 - utilisation de métazoaires (Pays Bas)

Signalons également le nouveau procédé mis en œuvre par Suez-Lyonnaise en Grande Bretagne avec le centre de regroupement de Brand Sands, qui traite 50 000 TMS/an et produit des pellets valorisés en agriculture et en énergie après gazéification (procédé LURGI).

Mais, compte tenu de l'ensemble des techniques et des coûts associés, il ne s'agit pas pour les décideurs de s'orienter trop rapidement dans une voie dont l'avenir pourrait être compromis, des incertitudes sont nombreuses et les enjeux financiers conséquents. La valorisation énergétique offre sans aucun doute de sérieux avantages (autonomie énergétique et indépendance du monde agricole), mais quel sera le coût de l'énergie demain ? Le prix du pétrole ne cesse en effet de baisser et les recherches pour réduire les consommations d'énergie se poursuivent. En outre, la politique des aides est en constante évolution. A titre d'exemple, actuellement en France, sont mises en place des structures d'aides subventionnées par les Agences de l'Eau à la validation des épandages, ce sont les MVE (missions de Validation des Epandages) ou les MESE (missions d'expertise et de surveillance des épandages).

Au niveau de la normalisation communautaire, il convient enfin de signaler que le CEN a mis en place le TC 308 qui comprend 3 groupes de travail dont les buts sont rappelés ci-dessous :

- standardisation des méthodes analytiques de caractérisation des boues,
- élaboration de recommandations pour la bonne production, l'utilisation et l'évacuation des boues (en relation avec le TC 165 : traitement des ERU)

3.4 TECHNIQUES DE TRAITEMENT DES BOUES

3.4.1 L'épaississement

Première étape du traitement des boues, l'épaississement réduit le volume et concentre la matière en suspension. Pour une boues activées, la concentration moyenne de la liqueur mixte est de l'ordre de 5 g/l, de 10 g/l au niveau des boues extraites du clarificateur, et, après épaississement, de l'ordre de 20 à 100 g/l.

Plusieurs types d'épaississement sont à distinguer :

3.4.1.1. L'épaississement statique gravitaire

Cette technique est utilisée principalement pour les boues primaires ou de forte charge. L'ouvrage peut être équipé d'un pont racleur afin d'améliorer le fonctionnement, c'est alors un procédé très économique (1 à 7 kWh/T de MS). L'épaississeur statique est un ouvrage circulaire, en général en béton avec une pente du radier comprise entre 10 et 20 % (jusqu'à 25 % pour les boues de papeteries) et une hauteur cylindrique de 4 à 5 m. Le dimensionnement repose sur la loi de Kynch (la vitesse de chute dépend de la concentration locale) et, en général pour les ERU :

- boues primaires : 40 à 80 kg MS/m²/j
- boues biologiques : 25 kg/m²/j
- et $V < 0.25$ m/h
- vitesse du pont : 4 cm/s (et 18 cm/s en papeterie)

A signaler qu'il est possible d'ajouter chlorure ferrique ou polymère pour améliorer le rendement. Cette technique présente cependant par rapport à d'autres certains inconvénients : temps de séjour long, relargage en anaérobie du PT, dégazage des boues....

3.4.1.2 L'épaississement dynamique (flottation, égouttage, centrifugation)

a- La flottation

Cette technique est utilisée pour des boues biologiques d'aération prolongée ou de biofiltration (concentration de l'ordre de 2 à 8 g/l maxi), en général pour des installations de moyenne et grosse importance (>40 000 Eq.Hab). Elle présente plusieurs avantages (faible emprise au sol : 4 fois moins de place qu'un épaississement statique, meilleur rendement d'épaississement ~ 60 à 200 mg/l dans le surnageant, contrôle des odeurs car le milieu est aéré. Il existe 2 techniques car la flottation peut être directe ou indirecte. En flottation directe, la boue est directement pressurisée et, en indirecte, l'eau clarifiée (eaux blanches) des sousverses est pressurisée puis détendue dans un mélange eau + boue avant admission dans l'ouvrage. Il y a donc recyclage de l'eau traitée et la boue peut être soit admise dans le circuit en co-courant (dans la boucle), soit admise à contre-courant dans un bol de mélange.

La flottation directe donne de meilleurs rendements pour les boues biologiques, a fortiori avec du polymère. Pour les constructeurs, les garanties peuvent être données en reliant l'indice de Mohlman à la concentration des boues. Les ratios utilisés sont les suivants :

- 5 kg MS/m² pour boues bio. Sans D I, et, avec D I : 4 kg/m², V < 2 m/h
- 5 à 7 % en polymère pour siccité + 5 %
- consommation électrique : 60 à 100 kWh/ T MS
- vitesse ascensionnelle : 2 m/h maxi

b- L'égouttage

Cette technique est en général utilisée pour des petites STEP et avec des boues biologiques d'aération prolongée (5 à 10 g/l). Elle permet une réduction du volume de boues de l'ordre de 6 à 7 (siccité de l'ordre de 5 - 8 %). Souvent, la grille d'égouttage est associé à une déshydratation sur filtre bande (voir plus loin). Les ratios suivants sont classiquement observés :

- consommation énergétique faible (30 à 60 kWh/T MS)
- vitesse de l'ordre de 8 à 10 m³/m/h
- polymère : 5 kg/T MS

c- La centrifugation

Cette technique, comparable à la flottation, est en général utilisée pour des boues biologiques ou de traitement tertiaire physico-chimiques. Elle est en général utilisée pour des STEP moyennes (20 à 100 000 Eq.Hab) ou dans des STEP compactes. Ce procédé est onéreux en investissement et en exploitation mais assure une excellente maîtrise des nuisances olfactives. Elle est compact, sans odeur, avec un degré d'épaississement important mais impose une consommation de polymères onéreuse. En association avec des polymères liquides performants et pour des boues comprises entre 6 et 9 g/l, les performances des centrifugeuses permettent de produire des boues à des concentrations de l'ordre de 6 à 7 % et des centrats à 0.5 g/l. Les ratios suivants sont courants :

- polymère : 1.5 kg/T MS
- consommation électrique : 150 à 300 kWh/T MS (0.8 à 1.5 kWh/m³)

d- Comparatif

En conclusion, le tableau ci-dessous compare les avantages et inconvénients de chacune des techniques présentée ci-dessus :

Procédé	Avantages	Inconvénients
Epaississeur statique	Simplicité & facilité d'exploitation Faible consommation énergétique Investissement réduit	Importante emprise au sol Performance médiocre pour boues biologiques Nuisances olfactives possibles
Flottateur	Simplicité & facilité d'exploitation Surface réduite & nuisances contrôlées	Faible adaptabilité Consommation élect. élevée
Table d'égouttage	Simplicité & facilité d'exploitation Compacité & nuisances contrôlables	Main d'œuvre, eaux de lavage Polymère indispensable
Centrifugeuse	Compacité & souplesse d'utilisation Nuisances contrôlées	Texture de boues médiocre Maintenance & entretien spécialisés, coût élevé Consommation élect. élevée

Les performances des procédés d'épaississement attendues sont les suivantes :

	Boues primaires	Boues mixtes	Boues biologiques	Boues physico-chimiques	
				< 50 mg/l FeCl ₃	> 100 mg/l FeCl ₃
Épaississement gravitaire					
Cm en kg MS/m ² /j	70 à 120	30 à 60	20 à 30	50 à 70	40 à 60
Siccité sortie en %	6 à 10	3.5 à 5.5	2.0 à 3.5	6 à 10	4 à 6
Flottation					
Cm en kg MS/m ² /j			70 à 150		
Siccité sortie en %			3.5 à 5.0		
Centrifugation					
Siccité sortie en %			5 à 7		

3.4.2 La déshydratation

Seconde étape du traitement des boues, la déshydratation intervient après l'épaississement. En général, une boue est considérée apte à être déshydratée quand sa concentration est supérieure à 15 g/l. Le traitement produit alors des boues de l'ordre de 15 à 30 % de siccité (150 à 300 g/l). La siccité du produit conditionne la filière d'élimination/valorisation :

- besoin pour compostage : siccité de l'ordre de 15 à 30 %
- incinération sans OM : siccité de l'ordre de 25 à 35 %
- co-incinération avec OM : siccité de l'ordre de 15 à 30 %
- mise en décharge : siccité > 30 %

On distingue plusieurs techniques de déshydratation :

3.4.2.1 Centrifugation

Depuis quelques années, des fabricants proposent des modèles combinés (épaississement/déshydratation) dits "haute performance". L'emploi d'un polymère est toujours indispensable et la consommation électrique est importante. Les ratios suivants sont observés :

- polymère 3 kg/T pour boues I (7 kg/T pour boues bio. et digérées)
- consommation électrique : 25 kWh/T MS pour boues I (60 kWh/T MS pour boues bio. et digérées)

Il convient de souligner que la centrifugation est le procédé le plus compact. Cette technique est recommandée pour des installations avec des débits de boues épaissies supérieurs à 20 m³/h. Depuis quelques années, des fabricants proposent des modèles combinés (épaississement/déshydratation) dits "haute performance". Pour ces équipements, la boue à déshydrater est admise avec des concentrations de l'ordre de 7 à 12 g/l et permet des siccités de l'ordre de 18 à 27 %. Le centrat est de l'ordre de 1 g/l, le taux de polymère varie entre 7 et 12 g/kg MS et la consommation électrique est de 200 kWh/T MS.

3.4.2.2 Filtration

La filtration peut être réalisée par différents procédés (filtre à bandes & filtre à plateaux). Il convient en outre, pour mémoire, de mentionner le filtre sous vide, le filtre à disque et la presse à vis, procédés aujourd'hui peu utilisés.

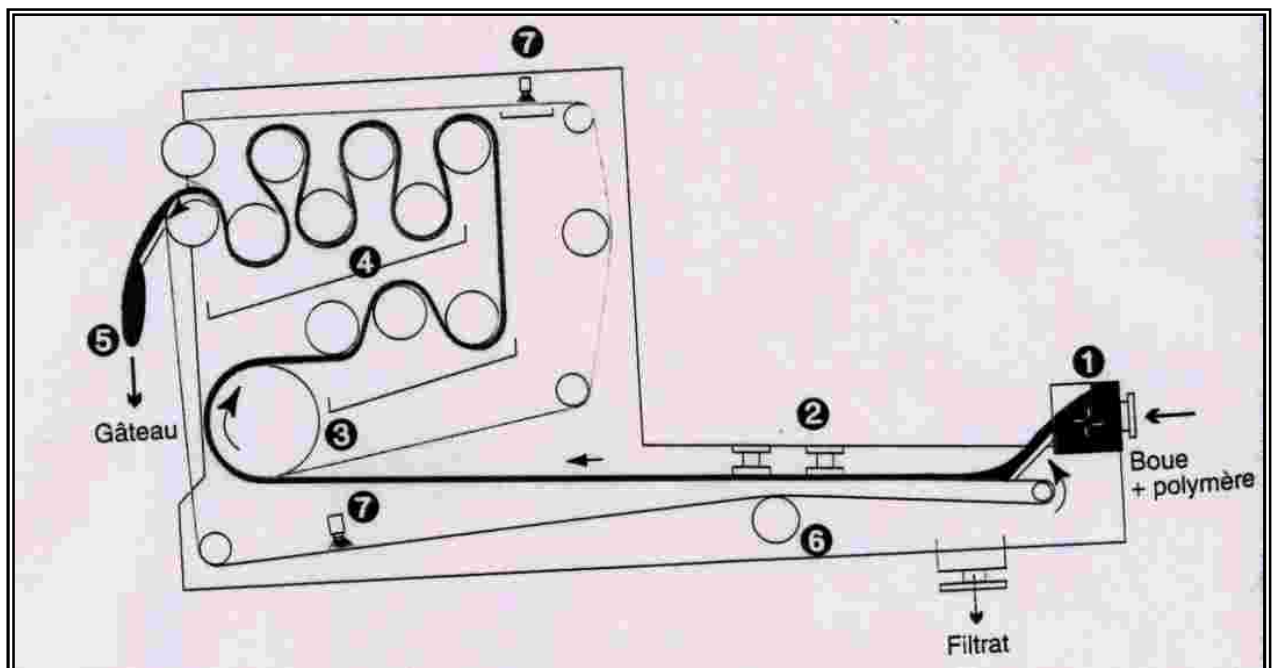
a- Filtres bandes

Cette technique est souvent préconisée pour les petites STEP quand la boue est valorisée sous forme agricole sur des terrains situés à de courtes distances de la station. En fonction de la siccité cherchée, le filtre à bandes peut travailler à basse (4 bars), moyenne (5 bars) ou à haute pression (environ 7 bars). Enfin, des filtres bandes très haute pression (8 à 30 bars) permettent de traiter des boues spécifiques (forte charge minérale). Sur le plan pratique, la filtration à bandes s'opère en 4 étapes :

- 1- floculation de la boue (floculation avec le polymère, stockage, répartiteur)
- 2- égouttage gravitaire (maille de 600 μm)
- 3- pré-pressage (2nde bande filtrante à maille de 450 μm)
- 4- pressage (déshydratation progressive & cisaillement)
- 5- raclage et déversement
- 6- guidage automatique
- 7- nettoyage en continu des toiles

Le schéma ci-joint permet de visualiser physiquement ces différentes opérations :

Principes de fonctionnement d'un filtre à bandes MP



Les rendements qui sont atteints dépendent bien sûr du type de boue et de l'utilisation du polymère. Le tableau ci-après présente les résultats standards :

Performances	Boues primaires	Boues biologiques	Boues mixtes	Boues stabilisées
Siccité entrée	8	4	5	3
Taux de polymère	4	6	4	5
Siccité sortie	22 – 30	14 – 18	18 – 26	18 – 26
Filtrat en mg/l	500			
Energie kWh/T MS	30	40	40	40
Eau de lavage (7 bars) m3/ml.h	8			

Rappelons que le dispositif du filtre à bandes est souvent associé à la table d'égouttage, ce qui assure la double fonction épaissement / déshydratation en une seule étape. Le paramètre de dimensionnement considère le débit en m³/m.h ou le débit massique en kg MS/m.h

b- Filtres presses

Cette technique est la plus efficace des techniques de filtration et elle permet d'obtenir des gâteaux avec une siccité de l'ordre de 30 à 45 %. On distingue 2 types de process :

- le filtre à plateaux conventionnel
- le filtre à plateaux-membranes (avec une membrane gonflée sous pression avec de l'eau ou à l'air, un gain de siccité de l'ordre de 5 % peut être obtenu par rapport au filtre à plateaux conventionnel mais avec un surcoût d'exploitation de l'ordre de 30 %)

Pour les filtres presses traditionnels (P de 5 à 15 bars), le nettoyage des plateaux est réalisé toutes les 20 à 40 pressées par injection d'eau acidifiée à HP (90 bars) sauf sur les petites unités. Avec une siccité initiale de boues de l'ordre de 4 à 8 %, en fonction du type de conditionnement, la siccité obtenue est de l'ordre de 35 à 40 % (les boues primaires présentant toujours un bien meilleur rendement), le filtrat a une concentration d'environ 300 mg/l (moins élevé que les autres procédés). La siccité obtenue avec l'utilisation de FeCl₃ et de chaux est bien meilleure puisqu'elle varie de 32 à 40% (contre 28 à 35 % avec le polymère seul), mais obtenue en augmentant la masse totale. Le tableau ci-après détaille les consommations en réactifs en fonction du type de boues :

Réactif	Boue primaire	Boue biologique	Boue mixte	Boue digérée
Polymère kg/T MS	6	9	6	6
FeCl ₃ % à la MS	3	28	5	6
Chaux % à la MS	20	30	19	22

Le procédé fonctionne sur le principe cyclique suivant :

- fermeture du filtre
- ouverture de la vanne d'alimentation
- mise en route pompes HP
- arrêt de la filtration (manuelle ou automatique sur minuterie ou sur débit final de filtrat : 10 à 12 l/m²/h)
- ouverture de purge du boudin central
- fermeture vanne de purge
- ouverture du filtre
- débatissage (manuel ou automatique)

Pour aborder les aspects expérimentaux et théoriques, la résistance spécifique à la filtration s'exprime en 10¹¹ m/kg sous 0.5 bar de dépression (5 à 15 est une valeur optimale pour la consommation de réactifs), le coefficient de compressibilité est également utilisé et la capacité de filtration. Le temps de pressé dépend du conditionnement de la boue, du carré de l'épaisseur des gâteaux, de la concentration

des boues conditionnées, de la résistance spécifique du coefficient de compressibilité.

c- Lit de séchage

Il s'agit d'une technique très ancienne développée dès le 19^{ème} siècle. L'épandage des boues sur une couche drainante permet, dans une première étape, le ressuyage de l'eau interstitielle. Dans une seconde étape, l'évaporation permet d'atteindre des siccités élevées, mais la performance dépend bien entendu des conditions climatiques et météorologiques. En France, la surface réelle nécessaire est estimée à 1 m²/5 Eq.Hab, avec, en climat chaud ou pour des boues de lits bactériens, une valeur de 1 m²/7 Eq.Hab. Avec une épaisseur de l'ordre de 30 cm de boues liquides épandues, la surface nécessaire au sol est de 2.5 m²/100 Eq.Hab. Pour une bonne gestion des lits, il est recommandé d'exploiter entre 6 et 8 lits en France. Sur le plan de la performance, après 2 à 3 semaines sans précipitation, la siccité peut atteindre 30 à 35 % et le produit peut alors être épandu avec un épandeur à fumier classique. Au niveau de l'exploitation, il convient de recharger le lit en sable (quelques cm tous les 5 à 10 remplissages).

d- Comparatif

Le tableau ci-après présente les avantages & inconvénients des différentes techniques de déshydratation :

	Avantages	Inconvénients
Centrifugeuses	Fonctionnement continu, Automatisation facile, Equipement compact, Contrôle des nuisances par capotage intégral	Maintenance & entretien spécialisés, texture médiocre des boues, Nuisances sonores (nécessité isolation phonique), Consommation élect. élevée
Filtres à bandes	Fonctionnement continu, Equipement capotable, Simplicité & facilité d'exploitation, coût d'investissement modéré	Siccité réduite, Consommation élevée d'eaux de lavage, Surveillance nécessaire,
Filtres presses	Siccité élevée, Bonne texture des boues, Automatisation facile	Fonctionnement discontinu, Equipement lourd, Consommation de réactifs, Surveillance nécessaire, coût d'investissement élevé
Lits de séchage	Siccité élevée, Facilités d'exploitation, Absence de conditionnement, Coût d'investissement faible	Sensibilité aux variations climatiques, Coût d'exploitation élevé Surface nécessaire importante

Le tableau ci-après rappelle les caractéristiques des procédés de déshydratation :

		Boues primaires		Boues mixtes		Boues bio.	Boues physico-chimiques	
		Sans digestion	Après digestion	Sans digestion	Après digestion		< 50 mg/l FeCl3	> 100 mg/l FeCl3
Filtration sous vide	Charge kg MS/m2/j	35 à 40	35 à 40	20 à 25	20 à 25			
	Siccité finale	30 à 35	30 à 35	20 à 24	19 à 23			
	Conditionnement FeCl3 en %	3	4	6 à 8	6 à 8			
	Ca(OH)2 %	15	15	20 à 30	20 à 30			
Filtration sous presses	Charge kg MS/m2/j	5 à 6	5 à 6	2 à 3	1.5-2.5	1.5 à 2.5	4 à 5	2 à 3
	Siccité finale	40 à 45	40 à 45	35 à 40	35 à 40	33 à 38	40 à 45	35 à 40
	Conditionnement FeCl3 en %	3	4	5 à 7	6 à 7	6 à 8	2	3
	Ca(OH)2 %	15	15	20 à 30	20 à 30	25 à 35	15	20 à 25
Filtration à bandes	Charge kg MS/m2/j	350 à 500	300 à 400	150 à 250	120 à 220	80 à 180	250 à 350	150 à 250
	Siccité finale	30 à 38	30 à 38	18 à 25	18 à 23	15 à 20	26 à 33	22 à 25
	Conditionnement Polymère %	2 à 3	2 à 3	4 à 6	4 à 6	5 à 7	2 à 3	3 à 5
Centrifugation	Charge kg MS/m2/j	400 à 600	400 à 600	300 à 500	300 à 500	200 à 350	400 à 600	300 à 500
	Siccité finale	29 à 37	29 à 37	17 à 24	17 à 22	14 à 19	26 à 33	22 à 25
	Conditionnement Polymère %	2 à 3	2 à 3	4 à 6	4 à 6	5 à 7	2 à 3	3 à 5

3.4.3 Les conditionnements

3.4.3.1 Conditionnement chimique

Lors des opérations de déshydratation, il a pu être observé que des réactifs pouvaient avantageusement être utilisés. En effet, par la réalisation d'une floculation des boues, la stabilité colloïdale est cassée et la taille des particules augmentée. En général, le conditionnement est de nature chimique (réactifs minéraux ou polymères organiques – voir annexe 2.2) mais le conditionnement thermique existe également (voir plus loin).

a- Les sels de fer

Le conditionnement avec le chlorure ferrique (parfois le chloro-sulfate de fer) est le plus courant pour les boues organiques car il réalise une double opération de coagulation (neutralisation des charges) et de floculation (polymérisation de type minérale). Le mélange est réalisé dans un bac avec un temps de contact de l'ordre de 10 mn et une agitation de 200 à 300 W/m³. En complément, l'ajout de chaux après FeCl₃ est souvent nécessaire pour améliorer la filtrabilité, et dans certains cas, des polymères peuvent être utilisés. La boue obtenue a un pH supérieur à 10. Cette opération est en général indispensable pour la déshydratation avec des filtres presses. Le chlorure ferrique se présente en général sous forme de solution commerciale à 600 g/l, un poste de dosage est indispensable.

b- La chaux

Il convient de signaler que la chaux peut être utilisée sur des boues liquides :

- soit en amont d'un épaisseur de boues fraîches pour bloquer temporairement les fermentations (ratio de 15 %),

- soit sur des boues liquides avant épandages pour réduire le taux de micro-organismes (pH >12 et, après 2 h, abattement des CF de l'ordre de $10^4 - 10^5$).

Sur les boues déshydratées, la chaux doit être malaxée et la chaux vive permet d'éliminer une partie de l'eau grâce à la réaction exothermique d'hydratation. Avec des doses de l'ordre de 40 % de MS, le rendement d'abattement des CF de l'ordre de $10^6 - 10^7$.

La chaux se présente sous diverses formes, elle est livrable sous forme de chaux vive (poudre ou granulés) ou de chaux éteinte ou hydratée ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), plus facile à manipuler mais plus chère aussi. En général, la chaux éteinte est diluée en suspension aqueuse et utilisée sous forme de lait de chaux à des concentrations comprises entre 50 et 100 g/l (afin d'éviter la déposition et la carbonatation). Il ne faut pas confondre le lait avec l'eau de chaux utilisée en eau potable (1.6 g/l). La préparation et le transfert de la chaux exigent toujours un matériel spécifique et une grande attention du personnel (distribution par boucle du lait).

c- Les polymères

Les polymères permettent d'améliorer le traitement des boues. Ils sont en général organiques et de type cationique. Ils sont bien adaptés à la déshydratation sur grille d'égouttage, filtre bandes, centrifugeuses et, pour certaines applications, pour les filtres presses. Le rôle des polyélectrolytes est double :

- d'une part ils permettent une floculation plus facile en raison des longues chaînes ramifiées et une action coagulante est obtenue pour les composés cationiques.
- d'autre part, la boue floculée présente une forte diminution à la résistance spécifique et une augmentation à l'hydrophilie particulière et du coefficient de compressibilité.

Le choix du polymère relève essentiellement de tests. Dans le domaine des boues, le test de drainabilité est le plus utilisé. De façon générale, les polymères cationiques sont utilisés pour les boues organiques et fibreuses, les anioniques pour les boues minérales.

Au niveau de la mise en œuvre du traitement par polymères, le produit est le plus souvent livré en poudre mais des polymères liquides et réticulés peuvent également être utilisés pour obtenir des rendements supérieurs de l'ordre de 3 % avec des solutions à 50 %. Il convient donc de diluer le produit avant incorporation dans les boues et l'on distingue 4 phases (dispersion, hydratation, dissolution & maturation). Il existe ainsi des postes pré-assemblés de préparation en continue et automatique de polymères pour les unités de taille grandes et moyennes. Les solutions préparées ont une concentration de l'ordre de 2 à 5 g/l pour les cationiques et de 1 à 2 g/l pour les anioniques (la solution est très visqueuse). Le temps de préparation dépend du polymère et de la qualité de l'eau propre utilisée et est en général proche de 1 h. L'admission de la solution se fait à l'entrée de la centrifugeuse, au niveau du floculateur du filtre bande et en aval de la pompe HP du filtre presse.

d- Bilan

Le tableau ci-après résume l'utilisation des polymères dans le traitement des boues :

	épaississeur	grille d'égouttage	centrifugeuse	filtre bande	flottateur	filtre presse
Polymère de synthèse	++	+++	+++	+++	+++	+
Chaux vive	++		++			
Chaux éteinte (lait)	++			++		
Sels de fer + chaux						+++

+ : conditionnement possible

++ : conditionnement occasionnel

+++ : conditionnement normal

Le tableau ci-dessous présente les doses de réactifs pour déshydratation sur filtre presse :

type de boues	FeCl ₃ % au MS	CA(OH) ₂ % au MS
ERU primaire	2 – 3	10 – 15
ERU mixte	4 – 6	18 – 25
ERU biologiques aération pro	6 – 8	25 – 30
ERU/ERI (physico)	0 - 5	15 - 30

NB : il convient de souligner que le traitement au chlorure ferrique ou à la chaux a une forte incidence sur le tonnage de boues à traiter. Ainsi, 60 à 70 % de la masse de FeCl₃ se retrouve dans les boues et respectivement 80 à 90 % pour la chaux !

3.4.3.2 Le conditionnement thermique

Il est possible de réaliser un conditionnement thermique des boues autour de 150 à 200 °C pendant 30 à 60 minutes. Selon la nature des boues ainsi thermiquement traitées, 20 à 40 % de la matière organique est solubilisée. La qualité du jus de cuisson est très particulière (DBO de l'ordre de 3 à 6 g/l et NH₄⁺ de l'ordre de 1 g/l) et doit faire l'objet d'un traitement (recyclage dans la filière "eau" : + 10 à 25 % de pollution). Ce procédé de cuisson présente de nombreux avantages en rapport avec le prix très élevé de l'investissement, en effet, toutes les boues organiques peuvent être ainsi traitées et les boues cuites s'épaississent très bien (120 à 200 g/l). Les boues cuites peuvent être déshydratées dans un filtre presse avec une excellente siccité (taux de MS >50 %) et sans réactif. L'association d'une digestion avec récupération du biogaz et un conditionnement thermique est une option qui peut être intéressante pour les grosses STEP. Mais il faut souligner le coût très élevé de circuit chaud sous pression de 15 à 25 bars.

3.4.4 La stabilisation & l'hygiénisation

Certains spécialistes considèrent que les techniques suivantes permettent de garantir stabilisation et hygiénisation :

- Stabilisation biologique
 - digestion anaérobie (37 °C, TS>20 j)
 - stabilisation aérobie thermophile (55°C, TS>6 j)
 - compostage (60°C, TS>2 mois)
- Stabilisation chimique
 - Chaulage (pH 12, TS > 10 j)
 - stabilisation aux nitrites (pH 2, TS> 2 h)
- Stabilisation physique
 - Séchage (90°C, TS>10 min)

Précisons également les définitions. La stabilisation est une opération qui limite le risque de nuisances olfactives (blocage des phénomènes de fermentation). L'hygiénisation est une opération qui vise à réduire les germes présents dans la boue (dont des agents pathogènes tels que : salmonelle, entérovirus, œuf d'helminthe). Il y a donc 2 fonctions, la première se situe au niveau de la qualité de la vie, la seconde au niveau de la santé publique. Et en fait, les techniques industrielles utilisées assument les 2 opérations.

3.4.4.1 Stabilisation biologique

a- Digestion anaérobie

Les objectifs du traitement des boues par digestion anaérobie sont les suivantes :

- stabilisation des boues par voie biologique (réduction du pouvoir fermentescible)
- hygiénisation des boues (destruction des germes pathogènes)
- réduction du volume

Les digesteurs de boues de STEP peuvent être dimensionnés sur des moyennes ou faibles charges, en fonction du rapport de la charge massique et du rendement escompté. En général, les STEP municipales sont équipées de 2 digesteurs à forte charge placés en série.

En premier, un digesteur primaire, brassé au biogaz en permanence et chauffé au biogaz par un échangeur externe assure la première étape du traitement. Un digesteur secondaire, brassé par intermittence et non chauffé, permet d'obtenir un rendement plus poussé et assure en même temps un rôle de stockage (ce dernier point est très important car il conditionne l'efficacité de la filière "boues").

Comme dans tout réacteur biologique, le contrôle de l'homogénéité du milieu est essentiel. Dans le cas des digesteurs de boues de STEP, les mélangeurs mécaniques, sensibles aux filasses, ont été remplacés par un brassage au biogaz produit par le milieu. On considère qu'un brassage de l'ordre de 1 à 2 Nm³/m²/h est suffisant dans le digesteur.

En outre, nous avons vu que le procédé était plus efficace dans la zone dite "thermophile" et c'est pourquoi le digesteur est en général réchauffé à l'aide du biogaz produit. Les boues du réacteur sont donc recirculées au travers d'un échangeur de chaleur (souvent tubulaire) alimenté en eau chaude provenant d'une chaudière fonctionnant au biogaz. La chaleur apportée vise à maintenir une température de l'ordre de 35°C (il faut tenir compte des pertes inévitables et de la température des boues à traiter.

Les bases du dimensionnement sont les suivantes :

	Digesteur primaire	Digesteur secondaire
--	--------------------	-----------------------------

	Charge orga Kg MV/m ³ .j	Temps de séjour j	Temps de séjour j
Moyenne charge (25°C)	0.8 à 1.2	30 à 40	
Forte charge (35°C) en 1 stade	1.5 à 2.0	20 à 25	
Forte charge (35°C) en 2 stades	2.0 à 3.0	12 à 16	3 à 4

Dans la pratique, la charge de 1.8 kg MV/m³.j n'est pas dépassée et, pour la digestion à une seule étape, le temps de séjour est de l'ordre de 22 à 25 j, respectivement 17 – 20 j + 5 j dans le cas de double étage. En outre, les boues en entrée ont en général une concentration de l'ordre de 30 à 80 g/l et une teneur en MV de 60 à 80 %. Certains constructeurs préconisent un raisonnement avec la charge massique qui doit être inférieure à 0.13 kgMV/kgMV.j.

En outre, de bonnes conditions de fonctionnement sont obtenues avec les valeurs suivantes :

- pH compris entre 6.5 et 7.5
- AGV compris entre 100 et 500 mg/l d'acide acétique
- TAC compris entre 1 500 et 6 500 mg/l de carbonate de calcium
- AGV/TAC compris entre 0.1 et 0.2

Nous l'avons vu, la digestion anaérobie s'accompagne de la production de biogaz. La composition moyenne observée est la suivante :

- méthane : 60 à 65 %
- gaz carbonique : 30 à 35 %
- éléments traces (H₂S : 0.1 %, O₂, mercaptans, azote...)

Le pouvoir calorifique du biogaz dépend bien sûr de sa composition et le PCI du méthane est de 8400 Kcal/m³. Le PCI du biogaz est donc dans la proportion de sa teneur en méthane. Avec un biogaz à 65 % de méthane, le PCI sera de 5460 Kcal/m³. (6.63 kWh/Nm³, densité 1.13 kg/Nm³).

En terme de rendement du procédé, le taux d'élimination des MV dépend bien entendu de la charge appliquée et de la qualité des boues à digérer (taux MV/MS), il est en général pour les boues de STEP de l'ordre de grandeur des valeurs ci-dessous :

- 45 à 50 % pour les boues mixtes (0.7 à 1.0 Nm³/kg MV détruit),
- 50 à 55 % pour les boues primaires (0.9 à 1.2 Nm³/kg MV détruit),

La consommation électrique est faible, de l'ordre de 3 à 7 W/m³ pour pompage et agitation, soit 50 à 100 kWh/T MS).

b- Stabilisation aérobie thermophile

Les objectifs du traitement des boues par stabilisation aérobie thermophile sont similaires à celle de la digestion anaérobie (réduction des MS, stabilisation et hygiénisation). Pour y parvenir, une oxydation biologique avec aération forcée à haute température (50 à 65°C) est en général mise en œuvre dans une cuve fermée ou non. Le procédé présente plusieurs variantes et peut d'ailleurs comporter 1 ou 2

étages (comme les boues activées) et s'applique de préférence sur des boues primaires fraîches. Le tableau ci-après présente quelques caractéristiques de ce type de procédé :

	Stabilisation seule	Prédigestion
Température	50 à 65°C	60 à 70 °C
Temps de séjour	5 à 6 j	15 à 24 h
Aération	4 Nm ³ /m ³ .h	1 Nm ³ /m ³ .h
Type d'aérateur	Turbine	Venturi
Besoins en O ₂ (ABS)	1.8 à 2.1 kgO ₂ /kWh	0.8 à 1.1 kgO ₂ /kWh
O ₂ dissous	0.5 à 3.0 ppm	0.5 à 3.0 ppm
Réduction des MV	35 à 40 %	6 à 7 %
Réduction des MS	22 à 25 %	4 à 5 %

Il convient de souligner le problème des écumes très concentrées formées au cours du process qui imposent des contraintes d'exploitation. Signalons enfin que la stabilisation aérobie des boues sans récupération de chaleur peut également être pratiquée (à 20°C, 12 à 20 j de temps de séjour avec une charge de 2kg MV/m³.j et un besoin de 0.1 kgO₂/kg MV.j)

c- Le compostage

Le compostage est un procédé de valorisation des déchets organiques. Il permet la biodécomposition de la matière organique avec une biomasse complexe, aérobie et thermophile. Dans le cas des boues de STEP, le compostage permet de traiter efficacement le risque sanitaire, de maîtriser les nuisances olfactives et enfin d'obtenir un produit facilement transportable et avec une valeur agronomique certaine. Mais les boues ne sont pas compostables seules car, même déshydratées à 20 % de MS, l'état pâteux interdit l'aération du tas. C'est pourquoi la présence d'un agent structurant (écorces, déchets verts, paille, sciure, rafles de maïs broyée, crânes de moutons broyées au Koweït...) est indispensable.

On estime la perte en poids de l'ordre de 50 % entre le substrat entrant (boues ou déchets verts ...) et le compost produit. On distingue 3 principes de compostage (en tas, soit en andains ou en bioréacteurs) qui imposent une mise en œuvre contraignante du point de vue de l'exploitation (retournement des produits compostés). Mais la technique de l'aération forcée à l'aide de ventilateurs a fait les preuves de son efficacité. Une mise en œuvre défectueuse peut en effet engendrer des nuisances d'ordre olfactif. Les 2 premières méthodes présentent des coûts d'investissement et de fonctionnement très inférieurs à ceux induits par le bioréacteur qui permet cependant de produire du compost de haute qualité et à vocation commerciale. Le fonctionnement correct du compostage dépend des paramètres suivants :

- un apport en oxygène suffisant ainsi qu'un transfert d'oxygène optimisé par une granulométrie grossière et un mélange homogène des différents produits à composter,
- une teneur hydrique correcte car un excès en eau peut entraîner une anaérobiose du milieu. Le taux d'humidité des produits à composter doit être compris entre 50 et 65 % .

Des conditions trophiques du milieu doivent également être respectées afin de favoriser une activité microbiologique correcte (rapport C/N = 30, ratio N/P = 2 à 5, ratio N/K = 12, biodisponibilité des éléments S, Ca, et Mg, et pH voisin de 7).

Les débouchés potentiels des produits de compostage vont conditionner les quantités, la qualité et donc la filière de compostage à développer. La mise en œuvre de la filière doit donc s'insérer dans le contexte du marché et répondre aux contraintes réglementaires.

A priori, le compostage mixte semble promis à un bel avenir. En effet, en 1997, d'après l'ADEME, la production atteint 20 000 T pour les composts de boues de STEP (seulement 2 à 3 % de la production de boues en France), 500 000 T pour les composts d'OM et 20 000 T pour les composts de déchets verts. La projection à l'horizon 2000-2002 prévoit une production de 60 000 T pour les composts de boues, 700 à 800 000 T pour les composts d'OM et 300 à 400 000 T pour les composts verts. La loi 79-595 du 13.07.79 définit l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et des supports de culture.

La faisabilité du co-compostage avec des déchets gras, est liée à leur déshydratation préalable, ainsi qu'à une teneur limitée à 40 % du taux de graisses sur l'ensemble du mélange de déchets à composter. Le produit obtenu présente une siccité de l'ordre de 60%.

Le CEMAGREF a piloté une importante opération de revégétalisation des sols de montagnes et de pistes de ski avec du compost de boues de STEP (la dose épandue est de l'ordre de 100 à 150 T MS/ha pour la reconstitution de substrat et elle est comprise entre 30 à 50 T MS/ha pour fertilisation). En théorie, avec 100 000 T de MS/an, il est possible de réaliser un épandage sur 2 000 ha pour un coût moyen de 11 à 17 F/m² (soit 200 à 350 F/ T MS).

Nous pouvons signaler une autre alternative au compostage, la lombriculture. Le développement de vers rouges (*Eisenia Fétida andrei*) sur un support de déchets à dégrader, permet l'obtention plus rapide d'un compost stable, d'aspect homogène et dépourvu de nuisances olfactives. La station d'épuration de Toulouse Ginestous mène cette expérience depuis une dizaine d'années et le compost produit est épandu en agriculture.

3.4.4.2 Stabilisation chimique

a- Chaulage

L'utilisation de la chaux a déjà été abordée au niveau des conditionnements (4.4.3.1), mais le chaulage peut également être considérée comme un traitement de stabilisation & d'hygiénisation. En effet, au-delà de pH 12, la biomasse est inhibée et une hygiénisation partielle peut être réalisée avec l'augmentation de température due à la chaux vive.

Administré à des boues pâteuses présentant des siccités variables (15 à 30 %), le chaulage à la chaux vive permet d'atteindre des siccités finales de l'ordre de 30 à 40% en fonction du rapport CaO/MS. Le calcul de la conservation de la masse et de l'évaporation permet d'apprécier la corrélation entre CaO/MS et la siccité finale. A titre d'exemple, une boue à 20 % atteint les 30 % avec un rapport de 50.2 % (la

chaux est pure à 92 %). En terme d'énergie, on estime à 5 kWh/T MS les besoins pour pompage et malaxage.

b- Stabilisation aux nitrites

Développée par OTV, le procédé SAPHYR, process de type "mixte", permet la stabilisation des boues liquides épaissies à 15 – 25 % par des nitrites en milieu faiblement acide (+ 3 % de siccité) ce qui autorise aussi bien la valorisation agricole que l'incinération.

3.4.4.3 Stabilisation physique

Le séchage thermique permet d'atteindre 4 objectifs :

- élimination de l'eau interstitielle,
- amélioration de la texture,
- augmentation de la capacité calorifique (en vue d'une incinération),
- stabilisation & hygiénisation.

Les taux de siccité obtenus par des sècheurs industriels sont compris entre 35 – 45% (séchage partiel) et 60 - 90 % (séchage poussé), ce qui, dans tous les cas, réduit considérablement le volume et le tonnage des boues séchées (et donc leur transport pour l'élimination finale). A ces 4 objectifs peuvent correspondre 4 contraintes :

- inhomogénéité des boues à sécher
- variabilité de l'humidité des boues
- viscosité élevée des boues séchées à 45 – 50 % (collage et chute du coefficient de transfert thermique)

C'est pourquoi, des machines à vitesse de rotation adaptée ont été développées sur 3 types de process :

- séchage direct (un gaz chaud évapore l'eau par convection avec recyclage de boue séchée, un traitement des gaz est nécessaire. On distingue les sècheurs à tambours, à lit fluidisé, de type flash, à bande)
- séchage indirect (un fluide caloporteur assure le transfert thermique par conduction. On distingue les sècheurs à disques, à palettes, à couches minces et à plateaux et il existe des systèmes à un et à deux étages)
- séchage mixte (transfert de chaleur par convection et conduction)

Le tableau ci-après présente les critères de sélection des procédés de séchage :

Filière	Séchage	Séchage	Séchage	Objectifs du
---------	---------	---------	---------	--------------

	partiel 30 – 45 %	poussé 60 à 90 %	total >90 %	séchage
Agronomique	-	+	+	Facilité de transport, nuisances réduites
Incinération directe	+	-	+ (possibilité de mélange partiel)	Autocombustibilité
Co-incinération	-	+	+	Facilité de transport, Exploitation du four

En général, le séchage complète un traitement de déshydratation par centrifugation ou par filtre presses. Le coût énergétique est bien sûr élevée et de l'ordre de 800 à 1200 kWh/T d'eau évaporée. En terme d'électricité, à partir d'une boue à 25 %, il faut 30 kWh/T MS pour obtenir une siccité de 35 % (séchage partiel) et de 50 kWh/T MS pour obtenir une siccité de 95 % (séchage total). Le tableau ci-après présente les avantages & inconvénients de chaque type de séchage :

	Avantages	Inconvénients
Séchage direct	- technologie simple - bonne granulation - vitesse de séchage	- équipements périphériques - sensibilité aux variations de qualité de boue
Séchage indirect	- équip. périphériques simples - meilleure sécurité d'utilisation - effluent résiduaire gazeux faible	- technique complexe - capacité réduite - vitesse de séchage lente - réglementation spécifique

3.5 L'OXYDATION THERMIQUE

L'oxydation thermique des boues est le traitement le plus accompli et le plus onéreux également. Choisir cette voie implique de limiter au maximum l'utilisation de réactifs pour le traitement des boues, et en particulier la chaux (abaissement du point de fusion, prise en masse, encrassement des équipements). On distingue sous cette appellation, l'incinération, la co-incinération avec des ordures ménagères (OM) et l'oxydation par voie humide (OVH). L'incinération des ordures ménagères crée trois types de résidus :

- les mâchefers, scories récupérées en fin de combustion,
- les cendres volantes, fines, entraînées par les gaz de combustion, qui sont captées par le système de dépoussiérage,
- les résidus de la déchloration qui peuvent se retrouver mélangés avec les cendres volantes, si un dépoussiérage préalable ne précède pas le système de déchloration.

L'oxydation par voie humide comprend plusieurs phases : une phase liquide (composés organiques dégradables), des gaz de combustion propres et des cendres en suspension dans la phase aqueuse. Seules les gaz d'incinération doivent donc faire l'objet d'un traitement de dépollution spécifique (gaz acides, métaux lourds & poussières polluantes). Mais, dans tous les cas, les HAP et les PCB sont détruits.

En matière de réglementation et pour l'incinération, rappelons l'arrêté du 25 Janvier 1991 et la circulaire de février 1997 qui imposent de nouveaux seuils de rejet au niveau des cheminées pour certains composés (gaz carbonique, acide chlorhydrique, poussières et métaux lourds) et fixent une échéance de mise en conformité en fonction de la capacité des incinérateurs. Sans entrer dans les détails, fort complexes d'ailleurs, du traitement des fumées, signalons qu'il existe au moins 3 techniques de lavage :

- ↳ voie humide : refroidissement direct suivi de dépoussiérage par lavage humide
- ↳ voie sèche ou semi-sèche : les gaz refroidis sont neutralisés par des réactifs et les poussières et sels sont éliminés par un filtre à manche ou électrostatique
- ↳ voie combinée : particules éliminées par électrofiltre ou filtre à manche et lavage humide des gaz

L'application des "normes sur les Déchets Industriels Spéciaux" génère un surcoût estimé à 15 % pour l'investissement de l'incinérateur.

3.5.1 Incinération directe

Les techniques d'oxydation thermique par incinération directe font en général appel à des fours à lits de sable fluidisé (inertie thermique) et la combustion s'opère en phase gazeuse. Après un préchauffage à 600 °C et après admission à l'intérieur ou au-dessus du lit de sable (en un ou plusieurs points selon la taille du four et le constructeur), les boues sont portées à une température d'environ 850 à 900 °C pour un temps de séjour de quelques secondes.

Les graisses, les déchets de dégrillage et de dessablage peuvent être admis dans le four qui peut d'ailleurs fonctionner 24h/24 sans surveillance en raison de la très forte automaticité des procédés. Un incinérateur à lit fluidisé est constitué d'un réacteur en acier revêtu de matériaux réfractaires et composé de 4 parties :

- la boîte à vent BAV (zone d'admission et de tamponnage de l'air de
- fluidisation qui peut être à température ambiante : BAV froid, ou préchauffé à 600 °C : BAV chaud)
- le système de répartition d'air par tuyères insérées dans une plaque métallique
- revêtu de matériaux réfractaires (boîte à vent froid) ou dans une arche
- réfractaire auto-porteuse (boîte à vent chaud)
- le lit de sable à 750 °C environ où est injectée la boue (avec ou sans combustible d'appoint)
- la chambre de combustion en partie supérieure

L'autothermicité des boues est atteinte quand les boues en combustion sont capables de maintenir la température du procédé. Ceci signifie que la boue à incinérer doit présenter des qualités particulières. C'est pourquoi ce type d'incinérateur est souvent associé à un séchage thermique avec récupération de chaleur sur les gaz chauds extraits. Deux techniques sont utilisées, la seconde étant plus performante :

- par un échangeur fumées/air (préchauffage de l'air de combustion)

- en préséchant les boues dans un sécheur lui-même alimenté par la vapeur produite par une chaudière de récupération à 2 étages (cette technique permet ainsi de traiter des boues à 22 - 25 % de siccité et pour MV/MS de l'ordre de 62 - 65 %).

La délicate gestion de l'incinérateur fait appel à la règle des 3T (température, temps de séjour et turbulence). Les coûts sont, comme souvent, très variables. Ainsi, pour une STEP de 300 000 Eq.Hab produisant 27 000 T/an de boues brutes à 22 % de siccité et 67 % de MV, l'investissement total pour un four de capacité 3.5 T/h est de 45 MF (200 F/T) avec un coût d'exploitation de l'ordre de 10 %. Pour le procédé NIRO (lit fluidisé), la Lyonnaise estime un coût de l'ordre de 650 à 2000 F/T MS.

3.5.2 Co-incinération

L'incinération des boues de STEP avec des ordures ménagères présente une solution intéressante dans la mesure où un incinérateur est situé à proximité.

Les déchets à incinérer doivent présenter des teneurs caractéristiques inférieures à certains seuils (taux d'humidité, Pouvoir de Combustion Inférieur (PCI), teneur en éléments métalliques, halogénés et alcalins dont la présence peut provoquer une dégradation des briques réfractaires du four).

Il existe 3 méthodes d'introduction de la boue en fonction de la qualité de la boue :

- boue très séchée (siccité à 90 %) : introduction au niveau de la fosse de réception avec nécessité de réaliser un mélange homogène (risques de "coups de feu" car PCI boue séchée > PCI des OM),
- boue séchée (siccité à 60 %) : introduction dans la fosse de réception (PCI identique)
- boue pâteuse (siccité à 15-30 %) : injection directe dans le foyer (la forte humidité impose la limitation à 10 – 20 % du tonnage de boues admis en incinération par rapport aux OM, ce qui équivaut à 5 - 8 % en boues séchées)

On distingue d'ailleurs 3 différents types d'injection (par extrusion : boudins de boues de 20 mm de diamètre; par pulvérisation à la sortie de la chambre de combustion dans une tour supérieure; par pulvérisation dans le four). Chaque technique présente ses avantages et ses inconvénients. Ainsi, les boudins peuvent être partiellement incinérés et la qualité des sous-produits dépend du réglage du débit et de la pression d'air de pulvérisation (contrôle de la qualité et de la quantité de Refioms)

Comme nous le voyons, la co-incinération des boues de STEP avec les OM exige un conditionnement préalable par déshydratation et / ou par séchage. L'obtention d'une siccité minimale de l'ordre de 17 à 30 % permet d'éviter une chute du PCI lorsque les boues sont mélangées aux OM avant incinération. En outre, il est important de prévoir une bonne homogénéisation ainsi qu'une bonne maîtrise de l'injection des déchets dans le four. Dans le cas particulier d'un mélange « déchets gras + boues », il convient d'assurer la parfaite maîtrise des techniques de combustion. En effet, ce type de déchet a un PCI élevé (de l'ordre de 8000 à 9000 cal/kg, soit environ le double de celui de boues déshydratées) qui peut provoquer des

explosions ou des « coups de feu » dans les fours lorsque le mélange avec d'autres déchets n'est pas homogène.

3.5.3 L'oxydation par voie humide

La technique dite OVH consiste à minéraliser une partie de la matière organique avec un gaz oxydant (en général O₂) entre 180 et 360 °C et sous pression (20 à 120 bars) pendant un bref temps de séjour (15 à 120 mn). En général, la réduction de la DCO est de l'ordre de 75 à 90 % et l'ensemble des éléments P, S et Cl des molécules organiques sont minéralisés (sulfates, chlorures, phosphates, quartz...). En comparaison avec l'incinération, l'OVH assure un traitement autothermique de composés dilués sans émissions de Nox, SO₂ et poussières.

Il existe encore peu de procédés industriels de ce type appliqués aux boues de STEP. A l'origine, ce procédé a été développé dans les années 1950 pour dépolluer certains effluents liquides industriels spéciaux. Il existe actuellement plusieurs procédés d'oxydation par voie humide (OVH) :

- procédé Zimpro

Pasaic Valley, NJ USA : 100 000 T MS/an à 4% de siccité,

- procédé VerTech

Apeldoorn, Pays Bas : 25 000 T MS/an (10 % des boues hollandaises) avec une siccité variable, le résidu déshydraté à 55 % est mis en décharge mais des recherches concernent sa valorisation comme additifs pour briques et tuiles)

- procédé Loprox

pilote BAYER et projet de Birs II, Suisse

- procédé ATHOS (développé par la CGE)

Développé par OTV et Anjou Recherche (VIVENDI), le brevet ATHOS® concerne une opération d'oxydation en phase aqueuse, à température basse (235 °C) et sous basse pression (40 à 50 bars). Réalisé sur des boues épaissies à environ 5 % de MS et avec une DCO de 70 g/l avec un temps de séjour de 1 h, un pilote a été mis en service à Toulouse sur le site de la STEP pour une capacité de 45 000 Eq.Hab. Au niveau process, la matière organique est transformée à 75 % en éléments minéraux (CO₂, CO, H₂O) et à 25 % en composés organiques facilement biodégradables (acide acétique, AGV, alcools). En outre, le surnageant du traitement des boues permet un recyclage pour la dénitrification tertiaire, et, en terme de résidu minéral, 100 g de MS à 61% de MV donnent 30 g très insolubles (facteur de concentration 3.3 pour les métaux). Cette valeur peut être comparée à l'incinération qui produit seulement 10 % de résidus sous forme de cendres. L'équilibre thermique est atteint avec une siccité de boues de l'ordre de 30 à 40 g/l. Le sous-produit minéral obtenu est une boue minérale qui se déshydrate facilement et la boue obtenue présente des siccités supérieures à 50 % sans conditionnement particulier. En terme de coût, la fourchette de 2 500 à 3 300 F/T de MS a été avancée suite à une réalisation pilote, et le procédé serait compétitif par rapport à la filière incinération pour des STEP de capacité inférieure à 200 000 E.H.

3.5.4 Comparatif des filières

Le tableau ci-après présente les avantages & inconvénients des 3 types d'oxydation thermique :

	Avantages	Inconvénients
Incinération directe	<ul style="list-style-type: none"> - bonne adaptation aux grosses capacités - pas de transport de boue - stockage réduit et peu de résidus 	<ul style="list-style-type: none"> - complexité et coût du traitement des fumées - inadaptée aux petites et moyennes unités
Co-incinération	<ul style="list-style-type: none"> - investissements réduits - solution aisée à mettre en œuvre (secours possible) 	<ul style="list-style-type: none"> - dépendance à la filière OM (distance, capacité) - coût du transport - séchage nécessaire en g^{al}
Oxydation par Voie Humide (procédé OTV)	<ul style="list-style-type: none"> - déshydratation réduite - pas de fumées - intégration dans la "filiale eau" - sous-produit déshydratable - compacité de l'unité - bonne adaptabilité 	<ul style="list-style-type: none"> - équipement sous-pression - capacité réduite - procédé nouveau

3.6 L'EPANDAGE

L'épandage constitue la technique la plus répandue pour la valorisation des boues résiduaires, du compost de boues ou du compost mixte (boues + OM ou déchets verts). Son coût est très attractif (autour de 120 F/T MS en moyenne) par rapport aux autres filières mais sa mise en œuvre dépend des utilisateurs. En France, l'arrêté du 2.2.98 a fixé de nouvelles contraintes pour les éléments traces métalliques et organiques des boues résiduaires urbaines destinées à l'épandage et les anciennes teneurs limites en métaux de la norme NFU 44 041 ont été divisées de moitié. Ces nouvelles prescriptions techniques prévoient préalablement une étude d'épandage, avec éventuellement un programme prévisionnel d'épandage ainsi qu'un bilan agronomique, pour les STEP traitant des flux supérieurs à 120kg/j de DBO5.

L'étude d'épandage comprend notamment l'identification des sols, les préconisations générales d'utilisation des boues et une représentation cartographique des zones aptes à l'épandage. L'innocuité de l'épandage doit être garantie et la quantité de boues épandues est déterminée en fonction du niveau de fertilité des sols, du type de culture et des autres intrants. La quantité maximum autorisée est de 3 kg de matière sèche par m² sur 10 ans. En général, les ratios d'épandage qui résultent de la nouvelle réglementation sont 6 à 10 fois plus sévères que ceux imposés par la Directive Européenne de 1986. Ils sont très proches des valeurs de la réglementation allemande. En outre, il est recommandé de disposer d'un volume suffisant de stockage pour faire face à d'éventuelles conditions climatiques défavorables ou à des difficultés d'accès aux champs. Enfin, les aspects liés à la maîtrise des risques de pollution et de nuisances olfactives pour le voisinage doivent être pris en compte par les exploitants.

Bibliographie complémentaire

L'ADEME a lancé depuis 1992 une collection éditoriale thématique intitulée "valorisation agricole des boues d'épuration" dont l'objet est de synthétiser et de diffuser les résultats acquis depuis 25 ans par la recherche et les expérimentations de terrain sur l'épandage des boues d'épuration, tant en France qu'à l'étranger. Les documents ainsi publiés couvrent les aspects sanitaires, agronomiques, logistiques et socio-économiques des épandages. Les organismes de recherche ou d'enseignement supérieur les plus compétents dans les domaines concernés sont sollicités par l'ADEME pour réaliser ces brochures de synthèse. Le public visé est composé par des ingénieurs et techniciens de terrain en charge de l'encadrement, du suivi et du contrôle des opérations d'épandage (administrations, bureaux d'étude, chambres d'agriculture, services techniques municipaux).

Annexe 1.1 : ratios pour diverses industries**A/ Agroalimentaire****Porcherie**

rejet par bête/j	nettoyage hydraulique	nettoyage à sec
eau	17-25 l	11-13 l
DBO5	100-200 g	80-120 g

Abattoirs industriels

atelier ou poste	volume en l/kg de carcasse
abattage bovin et lavage panse	4,8
abattage porcin	4,1
triperie gros bovin	2,4

Rejets des abattoirs

g/kg de carcasse	abattage bovin	abattage porcin
DCO	32	27
DBO	13	13
graisse (SEC)	5	-
N total	2	2
MES	12	9

Rejets des industries laitières

atelier	volume d'eau l/l de lait	DBO mg/l	MES mg/l
lait et yaourts	1-25	120-300	50
poudre de lait et beurre	1-3	80-300	30
caséinerie	2-4	400-500	100
fromagerie	2-3	400-900	100

Huilerie

atelier	m3/t	kg DCO/t
condenseurs et désodo.	0.2 (circuit fermé)	0.5-1
lavage huile par centrifug.	0.2	3-5
lavage pâtes	0.6	2-6
margarinerie	0.1	0.2-0.5

B/ Autres industries

Textile coton

atelier	volume m3/t	DBO kg/t
mercerisage	60	20-60
cuisson-rinçage-débouillissage	5-6	60-150
désencollage	10-20	20-50

Papeterie

type	consommation en eau m3/t	MES kg/t	DBO kg/t
journal	20-30	8-20	2-4
magazine	20-30	10-20	2-5
impression-écriture	30-50	12-25	3-6
kraft	10-20	8-15	1-3
carton plat	20-30	2-8	2-5
papier pour ondulé	3-15	10-25	5-12

Annexe 1.2

Principaux paramètres des eaux usées et références normatives associées

Paramètre	Libellé	Références normatives
MES matières en suspension	NF EN 872 - avril 1996	Filtration sur filtre en fibre de verre
DBO5 demande bio en O2 à 5 j	NF T 90-103 - décembre 1975	Consommation d'O2 par biomasse à 20°C pendant 5 j
DCO demande chimique en O2	NFT 90-101 - octobre 1988	Oxydation des MO par dichromate de K+ et dosage de l'excès de dichromate
COT carbone organique total	NF EN 1484 - juillet 1997	Dosage après oxydation C organique
NTK azote Kjeldahl	NF EN 25663 - janvier 1994	Dosage par minéralisation au sélénium
N-NH4+ azote ammoniacal (ammonium)	NFT 90-015 - août 1975	Acidimétrie après distillation, spectrophotom. au bleu d'indophénol
N-NO2- azote nitreux (ammonium)	NF EN ISO 11732 - août 1997	Spectrophotom. au réactif de Nessler
N-NO3- azote nitrique (nitrates)	NF EN ISO 10304-1 – juin 1995	Analyse en flux CFA & FIA et détection spectrométrique
Ptot phosphore total	NF EN ISO 13395 – oct. 1996	Chromato ionique (faible concentration)
PO4(3-) ortho-phosphate	NF EN ISO 26777 – mai 1993	Analyse en flux CFA & FIA et détection spectrométrique
pH potentiel hydrogène	NF T 90-045 – juin 1989	Spectrométrie d'absorption moléculaire
	NF EN ISO 10304-1 – juin 1995	Spectrométrie avec acide sulfosalicylique
	NF EN ISO 13395 – oct. 1996	Chromato ionique (faible concentration)
	NF EN 1189 – janvier 1997	Analyse en flux CFA & FIA et détection spectrométrique
	NFT 90-006 – juin 1950	Dosage après oxydation au peroxodisulfate de potassium
	NFT 90-008 – avril 1953	Spectrométrie avec molybdate de NH4+
		Colorimétrie
		Electrométrie

Annexe 2.1

La station d'épuration d'Achères : un héritage historique

A proprement parler et pour bien prendre la mesure de l'importance de l'histoire dans le domaine de l'assainissement et de l'épuration des eaux de l'agglomération de Paris, il conviendrait d'analyser les motivations des Romains qui s'installèrent à Lutèce. Plus tard et en survolant les siècles, nous pouvons rappeler que c'est sous Philippe Auguste que les premières rigoles d'évacuation des eaux ont été créées dans les rues, que c'est sous Charles V que le premier égout ouvert (relié au ruisseau de Ménilmontant) a été réalisé, que sous Louis XIII, 24 égouts traversaient Paris, que Turgot a mis en œuvre le premier collecteur maçonné puis, date cruciale, que c'est en 1854 que la mise en place du "tout à l'égout" a été rendue obligatoire à Paris.

Mais, si notre propos n'est pas bien sûr de détailler toutes ces étapes d'un passé qualifié d'*historique*, il est désormais néanmoins indispensable à nos yeux de rappeler brièvement les faits marquants de l'histoire de l'assainissement de l'Agglomération parisienne par le biais de 5 dates décrites ci-après :

☞ **1856 : la conception hygiéniste**

La situation actuelle de l'assainissement en Ile-de-France est le résultat de l'aboutissement long et complexe d'un processus engagé dès 1856 avec l'Ingénieur BELGRAND et qui s'inscrit dans la "conception sanitaire" des premiers hygiénistes. L'objectif était alors d'évacuer l'ensemble des eaux polluées par les activités humaines à l'aval des agglomérations, ceci afin de protéger les populations des risques épidémiques désormais appréhendés de façon scientifique (environ 20 000 morts du choléra en 1932 à Paris).

Les effluents sont alors collectés par le réseau d'égouts (déjà unitaire). Puis, les premiers traitements se mettent progressivement en place grâce à des champs d'épandage situés dans la zone Seine Aval. En 1914, 5 000 ha de terrain permettaient de "traiter" plus de 500 000 m³/j.

☞ **1927 : élaboration du premier Schéma Général d'Assainissement**

Dans un contexte administratif désormais révolu et afin de répondre à la pression démographique croissante (plus de 4,5 millions d'habitants en 1933) et pour limiter les surfaces d'épandage, un Schéma Général d'Assainissement a été élaboré par le Département de la Seine en 1929.

Ce Schéma prévoyait notamment la création d'un important réseau de collecteurs (1861 : Asnières, 1868 : Marceau nord, 1899 : Clichy...) capable d'alimenter la première unité de dépollution située à Achères. Le débit fixé devait, à *terme*, atteindre les 2 400 000 m³/j qui seraient traités par la station d'épuration. La première tranche de la station est mise en service en 1940 et la seconde en 1966. Le Schéma est révisé en 1968...

☞ **1970 : création du SIAAP (Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne)**

Faisant suite à la réorganisation administrative du Département de la Seine, sont créés les Départements des Hauts de Seine, de Seine-Saint-Denis et du Val de Marne qui se regroupent en 1970 pour créer le SIAAP. Successivement, des

conventions de transfert et de traitement des effluents sont passés avec les autres Départements de la grande couronne (Val d'Oise en 1973, Essonne en 1980, et Yvelines en 1984) et également avec des communes.

Sur l'ensemble de ces bases, le Syndicat assure une mission "de transport et d'épuration des eaux usées de l'agglomération parisienne", soit 8 270 000 habitants (dont environ $\frac{1}{4}$ en provenance de la grande couronne) répartis sur plus de 1 930 km² (il convient de rappeler le caractère essentiellement unitaire du Bassin hydrographique Seine Centrale). Par ailleurs, une seconde station d'épuration est créée à Noisy le Grand (Marne Aval) en 1976 (28 000 m³/j).

☛ **1984 : mise en place du programme "Seine Propre"**

Une première opération de coopération financière entre l'Etat, la Région Ile-de-France et l'Agence de l'Eau Seine Normandie permet de définir le programme "Seine Propre". Ce programme, qui vise à améliorer la qualité de la Seine et en particulier à collecter et traiter l'ensemble des rejets d'eaux usées qui s'y déversent, est piloté par le SIAAP, principal maître d'ouvrage. Rapidement et pour atteindre les objectifs assignés, les premiers pilotes de traitement de l'azote sont mis en œuvre à Achères (qui prend le nom de « Seine Aval ») et la première tranche (300 000 m³/j) de la station d'épuration de Valenton (« Seine Amont ») est mise en service en 1987.

Mais, sur le plan social et politique, et malgré les nombreux efforts du SIAAP (réalisés et en cours), des riverains de la station d'Achères se sont alors activement mobilisés autour des nuisances générées (odeurs et moustiques). Un tournant intervient alors en octobre 1990 quand les signataires du programme (Michel ROCARD est alors Maire de Conflans Ste Honorine et Premier Ministre) décident de limiter le volume d'eaux traitées à 2 100 000 m³/j à Achères.

☛ **1992 : élaboration du nouveau Schéma Directeur d'Assainissement**

Faisant suite à la décision de 1990, un nouveau Schéma Directeur d'Assainissement est alors adopté en 1992 avec pour principaux objectifs :

- l'interception & l'épuration de la totalité des eaux usées à un niveau permettant une vie piscicole normale à l'aval,
- la limitation des rejets polluants par temps de pluie,
- l'assurance que la mise en chômage d'ouvrages de transport ou de traitement n'entraînera pas de dommages préjudiciables (des maillages d'émissaires sont en création)

Sur le plan pratique et au niveau de la capacité épuratoire, ce Schéma prévoyait, à l'horizon 2015, une capacité d'épuration globale du SIAAP sur 6 stations correspondant, avec une marge de 10 %, au volume des eaux usées rejetées, soit 3 300 000 m³/j. En 1994, une 4^{ème} unité de dépollution, la station de Colombes (240 000 m³/j) était mise en chantier. Il convient en outre de signaler que ce dispositif est renforcé par la station de Bonneuil en France (50 000 m³/j) située à l'est de la zone centrale.

Au niveau des émissaires, des interconnexions sont progressivement mises en place. Parallèlement, le 27 avril 1992 et en application de la Loi sur l'Eau de 1992, sous l'autorité du Préfet coordonnateur du Bassin Seine Normandie, le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) était initié pour "fixer les

orientations de la gestion équilibrée de l'eau". Le SDAGE sera approuvé le 20 septembre 1996. Enfin, le 18 janvier 1995, un Protocole d'accord sur la dépollution des eaux usées de l'agglomération parisienne était signé entre l'Etat, la Région, l'Agence de l'Eau Seine Normandie et le SIAAP.

Annexe 2.2 : réactifs

Description	Emploi	Formes disponible	Caractéristique	Solubilité à 20 °C	Observations
Sulfate d'aluminium	coagulation	noisette grain de riz poudre liquide	17 à 18% Al_2O_3 7,5 à 8% Al_2O_3 (630 à 650 g/l en $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$)	660 g/l	produit acide, mais peu dangereux
Hydroxychloro sulfate d'aluminium	coagulation	liquide	Al_2O_3 10% en poids		produit acide, nombreux produits disponibles sur le marché
sulfate ferreux	coagulation	poudre verte	20% de Fe	390 g/l	produit acide, peu dangereux
sulfate ferrique	coagulation	poudre blanche	25 à 26% de Fe	très soluble	produit acide corrosif
chlorure ferrique	coagulation coagulation	crystallisé sublimé liquide	60% $FeCl_3$ 99% $FeCl_3$ 41% $FeCl_3$ (600 g/l)	1026 g/l	produit acide corrosif
Chloro-sulfate de fer	coagulation	solution brun-rouge	14% de Fe (200 g/l)		produit acide (cristallisation solution à 160 g/l : 630°C)
Silicate de sodium	Floculation (préparation de la silice activée)	liquide	24-26% SiO_2 26-28% SiO_2 27-28% SiO_2		Solutions visqueuses
Aluminate de sodium	floculation désiliciage	crystallisé liquide	20 à 40% Al_2O_3 35% Na_2O 21% Al_2O_3 (310 g/l) 18% 60% H_2O	1000 g/l	
Coagulant	clarification filtration flottation	liquide	polyamine pH = 2,5 moyennement cationique	miscible à l'eau	produit instable lorsqu'il est dilué fortement (- de 5%), pas de préparation préalable
Coagulant	clarification filtration flottation	liquide	polyamine pH = 5,5 moyennement cationique	miscible à l'eau	idem
Floculant cationique	déshydrat. de boues organiques	poudre	co-polymère d'acrylamide densité apparente 0,85	5 g/l	
Floculant anionique	clarification	poudre	co-polymère d'acrylamide densité	5 g/l	
Floculant cationique	clarification flottation	liquide	co-polymère d'acrylamide en émulsion dans un solvant	10 g/l	préparation semblable aux poudres
Floculant anionique	clarification flottation	liquide	co-polymère d'acrylamide en émulsion dans un solvant	15 g/l	idem

Annexe 2.3

Les techniques d'aération en traitement des eaux

Oxygène n. m. (gr. *oxus*, acide et *gennân*, engendrer). Dans les eaux polluées, l'énergie biologique de l'oxygène assure le développement de biomasse qui concentre la matière organique dissoute. Dans ces eaux aérées, l'énergie mécanique de l'air assure également le maintien en suspension des floccs qui seront éliminés dans la phase suivante du traitement. Les techniciens s'appliquent à fournir de l'oxygène pour traiter industriellement les eaux usées ou pour lutter contre la dégradation des plans d'eau (eutrophisation). Aujourd'hui, de nombreux équipements sont proposés sur le marché très concurrentiel de l'aération. Pour réhabiliter ou concevoir sa station d'épuration, il faut non seulement choisir le bon procédé d'aération mais également considérer les aspects techniques et financiers.

Découverte en 1914 par Adern et Lockett à Manchester, l'épuration des eaux usées par procédé "à boues activées" n'est pas à bout de souffle. "L'aération est l'âme de la station à boues activées", rappelle Jean Lesavre, chef de service à l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Parmi les traitements aérobies, la boue activée est le processus d'épuration industrielle le plus répandu au monde. Le bassin de "liqueur mixte" bouillonnante se retrouve dans les petits villages, les grandes villes et l'industrie. Les traitements anaérobies, plus techniques, sont moins fréquents et s'appliquent à des effluents très concentrés. Dans les processus aérobies, la récente vague des biofiltres, plus compacts et plus adaptés au contrôle total des nuisances, reste marginale et très coûteuse. Mais les normes, notamment pour l'azote, imposent désormais des traitements plus poussés qui augmentent les volumes de bassin, et parallèlement, les riverains exigent une usine totalement intégrée à leur environnement. Ces deux forces contraires illustrent ensemble la tendance du "bien traiter sans déranger" (syndrome NIMBY : Not In My Backyard) qui favorise les installations compactes du style biofiltre rapide.

Mais grâce à la nouvelle génération d'aérateurs immergés* en profondeur (disques ou tubes), la boue activée a su trouver la parade. Mise en œuvre pour la première fois en 1916 aux Etats Unis avec de simples tuyaux percés ancrés, la diffusion a sérieusement progressé depuis. Les diffuseurs poreux les premiers appareils présentaient de bons rendements mais de sérieux problèmes de colmatage. Aujourd'hui, les derniers équipements d'insufflation en élastomère disponibles sur le marché sont encore plus efficaces et s'installent dans des bassins encore plus profonds (jusqu'à 12 m). Les installations ont alors une emprise au sol réduite qui rivalisent en compacité avec les biofiltres. "Les collectivités disposent de moins en moins de place foncière pour les stations d'épuration qui n'ont pas bonne réputation" constate Thierry Vergnais, ingénieur traitement des eaux du Cabinet Merlin, Ingénieurs Conseils. "L'aération de surface a connu son époque, aujourd'hui la mode est au diffuseurs" poursuit-il. "Plus les bassins sont profonds, moins les besoins en air sont importants ce qui réduit d'autant les émissions gazeuses (off-gas) et par conséquent le poste désodorisation" souligne le professeur H. J. Pöpel de l'Université de technologie de Darmstad.

* les aérateurs de surface sont limités à des hauteurs de bassin de l'ordre de 4 à 5m.

Les quatre marchés de l'aération

Mais, pour Philippe Duchêne, chercheur au CEMAGREF, "il faut apporter un bémol à la forte tendance au développement des diffuseurs. Les points positifs, comparés aux aérateurs de surface, sont une meilleure maîtrise des nuisances (insonorisation du surpresseur, pas d'aérosols) et des performances en général supérieures même si ce ne sont pas les meilleurs équipements qui sont les plus vendus. En faible charge, niveau de traitement désormais le plus courant en Europe, les diffuseurs présentent une excellente efficacité de transfert. Enfin, ils s'utilisent de préférence dans des bassins plus profonds". Les points négatifs ne doivent pas être oubliés car "les diffuseurs sont plus chers à l'achat. Et il est conseillé à l'exploitant de travailler avec des équipements immergés relevables (dispositif en raquette). Enfin, les diffuseurs ne sont pas adaptés aux fortes charges". Mais les questions essentielles concernent les nuisances et les coûts.

A propos des aérosols produits par les aérateurs de surface, Philippe Duchêne affirme "qu'aucune étude n'a jamais permis de démontrer de risque sanitaire pour les employés d'exploitation". Un point de vue non partagé aux Etats Unis où la puissante Société Américaine de Génie Civil (ASCE) considère que les émissions volatiles peuvent présenter un réel risque sanitaire. Edwin L. Barnhart, consultant senior chez RMT/Hydroscience et William W. Camp, directeur des exploitations chez ERM Inc. estiment pour leur part "que la réduction substantielle du volume d'air et de la surface du bassin obtenues avec l'aération de fonds sont des considérations importantes pour contrôler les émissions de Composés Organiques Volatiles (COV)". A propos des nuisances sonores, Anne Marie Bourgoïn, ingénieur technico-commercial chez Europelec, affirme que "les techniques actuelles de capotage des turbines sont très efficaces et permettent même de garantir 50 dba en limite de station. De telles garanties ont par exemple été données pour la station de Verneuil sur Avre en Normandie". Mais pour bien comparer les techniques entre elles, les techniciens manquent de recul. Thierry Vergnais fait remarquer que "compte tenu du peu d'expérience, les derniers diffuseurs installés à 10 m de profondeur ne fonctionnent pas de façon optimale car les bons réglages sont difficiles à trouver". Wladimir Scriabine, Responsable Produit au département Industrie de Flygt souligne que "le positionnement des diffuseurs dans le bassin est très important, tant du point de vue process (contrôle des spiral-flow) que du point de vue du coût d'investissement du réseau d'aération".

L'analyse de la vente des aérateurs met en évidence l'existence de quatre marchés. Dans les pays industrialisés, moyennes et grosses stations (capacité supérieure à 10 000 éq.hab) sont le plus souvent équipées en diffuseurs. Pour les petites stations (gamme comprise entre 1 000 et 10 000 éq.hab) les aérateurs de surface de type turbines, brosses ou disques biologiques sont les équipements les plus fréquents. La France, avec ses 36 385 communes dont 92 % ont moins de 2000 habitants est un cas particulier. Jean Lesavre remarque en effet que "pour les stations de petite capacité (inférieure à 1 000 éq.hab), il existe environ 30 procédés différents et une vingtaine de sociétés". Et Anne Marie Bourgoïn précise "que l'effet de mode joue à plein, désormais, la variante diffuseurs est systématique même pour les petites stations." Le troisième marché est celui de l'épuration à l'export, avec ses clients attentifs aux opérations de maintenance qui préfèrent, en général, les aérateurs de surface plus "rustiques". Illustration de cette tendance, France Assainissement vend des brosses d'aération à Pékin, et Europelec des turbines en Jordanie. Le dernier marché est celui de l'épuration industrielle. En effet, pour Eric Colas, responsable

des ventes de la société Aquasystem en France, "les effluents industriels ont une nature spécifique toute différente de l'urbain. En outre, la durée d'amortissement est plus courte, ce qui favorise les équipements de surface.

Et enfin, l'industriel fait souvent plus attention à la facture." Cette entreprise réalise ainsi 80 % de son activité dans l'industrie mais vient tout juste de remporter un important contrat avec la ville de Manchester pour 88 aérateurs totalisant 1 700 kWh. Car il ne s'agit là que de tendances, ainsi Noxon Oy, spécialiste finlandais de l'aération, fournit des diffuseurs à Hangzhou en Chine et des aérateurs mélangeurs immergés pour la papeterie de Golbey dans l'est de la France.

Le poids financier des bulles : un paramètre de choix

Combien coûte l'aération ? Bien assez pour bien réfléchir à son équipement. En effet, si les investissements pour l'épuration sont largement subventionnés, les frais d'exploitation ne le sont pas. Pour Jean Lesavre, "le poste électricité représente 18 à 29 % des dépenses courantes, et l'aération intervient pour 50 à 80% du coût énergétique, ce qui correspond à une consommation d'environ 50 kWh/an/équivalent habitant". En terme d'investissement, Denis Marchand, Responsable du département produits nouveaux chez Degremont, retient "qu'il est difficile de généraliser des coûts mais que, en moyenne, le poste aération avec des diffuseurs (surpresseur-réseau-aérateur) compte pour 5 à 10% du coût total des équipements avec génie civil de toute la station". Thierry Vergnais estime que "le surcoût induit par l'aération par diffuseurs est compris dans une fourchette de 30 à 50 % par rapport au coût de l'aération par turbines". Par ailleurs, l'élimination de l'azote imposée par les normes, exige plus d'oxygène. Côté exploitation, le Cemagref estime "les besoins journaliers en oxygène en moyenne supérieurs à 30 % pour une installation urbaine nitrifiante".

Dans ces conditions, comment choisir ses équipements d'aération ? Les équipements se distinguent principalement par la technologie et le coefficient de transfert, valeur essentielle qui traduit le rendement énergétique exprimé en kg O₂/kWh. Le tableau 1 donne les valeurs usuelles nécessaires pour comparer l'efficacité des aérateurs. D'autres paramètres interviennent encore, comme la qualité de l'eau à traiter ou la température, mais également l'hydraulique et la géométrie du bassin. Ainsi, pour Wladimir Scriabine, "l'agitation lente par grandes pales de type banane permet de gagner entre 20 et 40% d'efficacité énergétique avec une vitesse de 0.3 m/s de l'effluent". Et il rajoute que "depuis l'introduction sur le marché de ce produit en 1982, l'importance du couple aération-brassage ne fait aucun doute pour les techniciens". Mais, comme dans tout domaine, la technique se remet en question. De l'avis de M. Roustan, chercheur à l'INSA de Toulouse, "le critère habituellement utilisé de 30 W/m³ n'a pas de raison d'être dans le cas de chenaux. Il faut simplement une vitesse de circulation horizontale comprise entre 0.3 et 0.4 m/s". Enfin, l'importance de l'hydraulique devra toujours être rappelée. Ainsi, après avoir étudié plus de 30 stations, P.A. Pearce, chercheur à Thames Water est convaincu que "la géométrie des bassins exerce une grande influence sur la performance des aérateurs de surface à axe horizontal".

Optimiser l'aération pour maximiser le traitement

Car si bien aérer est positif, Patrick Binot, Directeur Technique Adjoint chez OTV, met en garde contre l'excès d'air, car "trop aérer les boues activées peut provoquer le moussage ou la perte de MES, et la nitrification non gérée entraîne la dénitrification sauvage dans le clarificateur source de sérieux dysfonctionnements au

niveau du process". Dans cet optique et afin d'ajuster au mieux les phases aérobies et anoxie (réduction des nitrates en absence d'oxygène), les techniciens ont développé des systèmes d'optimisation de l'apport d'oxygène par régulation.

Patrick Binot rappelle ainsi "que la régulation traditionnelle par grille horaire, avec sa faible technicité, présente des avantages et des inconvénients bien connus. Aujourd'hui, pour traiter l'azote par syncopage, OTV a développé le système de régulation régulN® qui associe à la mesure de l'oxygène, celle du redox en bassin et celle de l'ammoniaque NH₄⁺ de l'eau traitée". Lyonnaise des Eaux dispose également de systèmes de régulation basés sur des algorithmes et des automates de contrôle avec OGAR pour la dénitrification simultanée et Nitriveille pour l'aération continue. Aux Etats Unis, Tom Jenkins, ingénieur senior chez ESCOR, déclare que "dans de nombreuses stations (Blacksburg, Coraopolis, Goldsboro, Uniontown) ayant remplacé les aérateurs de surface par des diffuseurs, les systèmes de contrôle mis en œuvre ont permis d'économiser de 15 à 30 % de l'énergie. En outre, la qualité des boues produites est supérieure".

Mais si bien gérer l'aération améliore le traitement et réduit les coûts, encore faut-il s'interroger sur le dimensionnement de l'aération. De façon pratique, le guide de conception des stations d'épuration (étude interagences n°45) précise que "le maître d'œuvre doit s'assurer que le constructeur a calculé les puissances d'aération pour les besoins effectifs en pointe, et que celle-ci permettront de faire face à toutes les surcharges momentanées envisageables. Le débit des installations de production d'air doit être modulable". En outre, "pour le cas d'insufflation d'air, les dispositifs d'aération et de brassage doivent être dissociés. Dans le cas d'aérateur de surface, des dispositions doivent être prises pour assurer une remise en suspension en cas d'arrêt prolongé".

En effet, les questions de maintenance méritent bien sûr d'étudier les avantages et inconvénients de chaque dispositif. A l'actif des diffuseurs, les nouvelles technologies caoutchouc type éthylène propylène diméthyl (EPDM) assurent un fonctionnement modulable de l'aération sans risque de colmatage. A leur passif, leur tenue dans le temps et leur comportement chimique avec les hydrocarbures présents dans les eaux usées restent encore incertain compte tenu du manque de recul. En outre, disposés à grande profondeur, ces équipements doivent être relevables pour être vérifiés et entretenus si nécessaire, ce qui alourdit la facture des investissements. Dans le choix de l'aérateur, l'exploitant doit considérer de nombreux facteurs. La qualité des effluents bien sûr mais également les conditions climatiques (risques de gel).

Les aérateurs de surface présentent des caractéristiques différentes, faciles d'accès, leur entretien pose peu de problème. En zone à hiver rigoureux, ils peuvent cependant geler. En outre, sauf exception, ils ne sont pas recommandés pour les configurations de bassin en flux piston. Pour Denis Marchand, "les turbines lentes en acier, sensibles à la corrosion, sont faciles à entretenir avec les moyens courants dont disposent les exploitants. Il est facile de réaliser des soudures sur une station". Des turbines en polyester, dérivées de la technologie navale, existent également. Pour Anne Marie Bourgoin, "ces équipements sont les plus faciles d'entretien, il suffit d'une vidange annuelle et d'un changement de roulement à billes tous les 5 ans pour le motoréducteur". En matière d'exploitation, Eric Colas de la société belge Aquasystem, spécialiste des turbines rapides inox, affirme que "l'Aqua-Turbo, roue

hélico-centrifuge à double spire, offre l'incontestable avantage de son moteur standard sans rallonge d'arbre. Cette technologie permet de construire des appareils jusqu'à 200 kW unitaire, ce qui constitue un record mondial de puissance pour les aérateurs de surface à entraînement direct sans réducteur".

La force tranquille du lit bactérien

A côté des turbines lentes et des diffuseurs, les industriels ont conçu des systèmes très divers pour apporter l'air précieux aux eaux usées. Au salon IFAT 96 à Munich, les aérateurs étaient fort nombreux et représentaient environ 30 % des technologies proposées en épuration. Parfois une technologie pleine d'intérêt disparaît victime de l'effet de mode. Ainsi, Gérard Malésieux, Directeur Général de Udati, se souvient "qu'il y a 30 ans, les disques biologiques, culture fixée en rotation, présentaient beaucoup d'intérêt avec un bon rendement (0.2 kWh/kg DBO éliminée et jusqu'à 3.5 kgO₂/kWh à 6 trs/min) et peu de maintenance". "Néanmoins, poursuit-il, certains produits continuent de se vendre, comme le Mammutor (0.6 kWh/kg DBO éliminée) développé par Passavant il y a plus de 45 ans. La station de Douai en France (140 000 éq.hab) a ainsi été équipée par Sogea de 16 de ces brosses de puissance unitaire 45 kW".

Pour le marché du lagunage, les turbines flottantes rapides sont couramment utilisées. Mais pour Daniel Dubost, gérant de S2M, "le système américain Aire-O₂ offre de nombreux avantages en eaux usées, en lagunage et en pisciculture. Cet aérateur à hélice immergée induit un débit d'air aspiré en fines bulles à haute vitesse sous la surface de l'eau et à l'horizontal, ce qui offre une distribution beaucoup plus uniforme de l'oxygène. Le Port de Pusan, en Corée, est ainsi équipé en aérateurs Aire-O₂". De façon systématique, les aérateurs à base de pompe sont classés en systèmes à jets, à éjecteurs et déprimogènes (voir l'assainissement des agglomérations, étude interagence n°27). Invention originale, l'aérateur oloïde a été conçu par modélisation mathématique du phénomène de transinversion. A. Bertram, ingénieur chez OLOID AG, décrit cet appareil "qui se présente sous la forme d'une grosse moule arrondie animée de pulsations rythmiques à la surface du bassin". Découvert à Aqua-Expo 97 à Bruxelles, la simplicité de l'agitateur WOW ne manque pas de surprendre. Un ballon flottant à la surface et animé de pulsations ondulatoires brasse 1000 tonnes d'eau pour seulement 2 kWh.

Adapté aux contraintes industrielles, le système MTS offre beaucoup d'attraits sur le créneau des aérateurs profonds. Gérard Malésieux précise que "le MTS jet en polyester armé en fibre de verre rivalise avec les diffuseurs fine bulle et présente des avantages en terme d'entretien. Car il fonctionne avec une buse d'injection biphasique résultant dans la production de fines bulles par des orifices de diamètre 2,5 cm. Dans la station d'épuration de Rhône Poulenc à St Aubin les Elboeufs, en Normandie, le bassin biologique de 4000 m³ et de 9 m de hauteur d'eau est équipé de MTS jets". Maître des grandes profondeurs, le procédé Deep Shaft également connu sous le nom de tube en U a été développé par ICI. Dans ce système, l'air est injecté au fonds d'un bassin-tube d'une profondeur comprise entre 9 m et 150 m. Autre curiosité méritant l'attention des techniciens, le système intégré COFIDO qui met en œuvre un réacteur immergé à biomasse fixée, associant astucieusement la technologie du filtre à celle des boues activées. Mais il serait injuste d'oublier le très efficace lit bactérien (ruissellement d'eaux usées sur une garniture), un système unique mettant en œuvre l'aération par ventilation naturelle. Comme le démontre B. E. Boumansour de la Fondation Universitaire Luxembourgeoise à Arlon, en Belgique,

"la présence du biofilm, en modifiant l'écoulement, permet d'augmenter l'ASB tout en accroissant le temps de séjour. Ces deux effets combinés aboutissent à une nette augmentation du transfert purement physique, puisqu'on dépasse alors les 13 kg O₂/kWh, confirmant l'excellente efficacité des lits bactériens comme équipements d'aération". Roger Frank, Directeur Général de Mass Transfer International, spécialiste des garnitures plastiques, souligne que "le procédé à boues activées revient en moyenne 3.6 fois plus cher que le lit bactérien".

L'aération est une étape indispensable de l'épuration classique à boues activées. Cette opération coûte très cher en exploitation ce qui a conduit à rechercher l'amélioration des techniques existantes. A côté des nouveaux équipements sophistiqués le plus souvent installés à grande profondeur, les techniciens disposent également de techniques éprouvées et efficaces comme les lits bactériens, les disques biologiques ou les brosses aujourd'hui peu utilisées. Mais il est probable que de nouvelles techniques d'aération avec des rendements énergétiques supérieurs viendront prochainement sur le marché. La guerre des bulles ne fait que commencer...

Performances : savoir lire entre les lignes

En général, l'efficacité d'un aérateur s'obtient d'abord en eau claire désoxygénée (mesure de l'Apport Spécifique Brut). Les constructeurs d'équipement considèrent l'ASB qui traduit la puissance d'oxygénation en kg O₂ rapportée au kWh. "Mais si le principe de la méthode est bien établi, il ne subsiste pas moins de nombreuses interrogations sur la validité des résultats" mettent en garde F. Edeline et St. Monet, chercheurs au CEBEDEAU à Liège. L'estimation de la performance en boue fait intervenir le facteur α , coefficient "eau pure-liqueur", obtenu par le rapport de la capacité effective en liqueur sur la capacité nominale en eau claire. Mais attention, "selon les auteurs, divers facteurs affectent sa valeur : la qualité de l'eau (tensio-actifs, hydrocarbures, métabolites, pH, MES, sels...) bien sûr, mais aussi le type d'aération, la géométrie des bassins, l'intensité du brassage, le niveau de traitement, la vitesse de respiration etc..." soulignent B. E. Boumansour et J. L. Vassel de la FUL. Ainsi, plus le diamètre des bulles est petit, plus α est petit, ce qui pénalise les systèmes fine bulle. Pour les cultures fixées, le α est supérieur à l'unité, c'est à dire que le rendement d'aération avec biomasse est supérieur à celui en eaux claires. Les récents travaux réalisés par la FUL sur la notion complexe de facteur d'accroissement E tendent à démontrer que ce phénomène pourrait être observé sur les boues activées, ce qui rend les calculs encore plus complexes. Un autre facteur correctif prend en compte la teneur en oxygène de la boue qui contrôle la réaction de solubilisation. Car il est plus facile d'oxygéner une eau appauvrie qu'une eau proche de la saturation. Enfin un dernier facteur de correction considère la vitesse de transfert cinétique liée à la température. Le produit de ces 3 facteurs est appelé Coefficient de Transfert Global (CTG). La valeur réelle observée en boues est obtenue par le produit ASB x CTG. Pour Philippe Duchêne qui participe au groupe de travail chargé d'élaborer la norme européenne sur la mesure d'oxygénation en boues, "les besoins de normalisation sont importants". Attention donc aux garanties données par les constructeurs d'aérateurs, "comme tous les contrats d'assurance, il faut lire les petites lignes" prévient en effet Anne Marie Bourgoin.

Tableau 1
Valeurs usuelles des aérateurs (source : CEMAGREF)

type d'aérateur	ASB moyen kgO ₂ /kWh abs.	ASB fourchette	α moyen	CTG	ASB en boues
aérateur de surface lent (turbines et brosses)	1,5	1,4 - 1,9	0,9	0,7	1,05
turbine rapide	1,1	0,9 - 1,4	0,9	0,7	0,77
insufflation d'air fine bulle	2,5	1,5 - 4	0,65	0,5	1,25
système déprimogène de fonds	0,6	0,5 - 1	0,65	0,5	0,30

ASB moyen : Apport Spécifique Brut moyen en kg d'oxygène/kWh absorbés

α moyen : Rapport du coefficient de transfert en boues au coefficient de transfert en eau claire à la même température

CTG : Coefficient de Transfert Global

ASB en boues = ASB x CTG

Tableau 2
Liste de quelques fabricants d'aérateurs

TMI	FRANCEAUX	EUROPELEC	AIR LIQUIDE
ROEDIGGER	DEGREMONT	FLYGT	WOW
INVENT	OTV	GVA	MASS
KRUGER	COFIDO	MTS	INTERNATIONAL
AQUASYSTE	PASSAVANT	NOPON OY	AGA
M	STEREAU	UDATI	AIR PRODUCTS
HUBER	BIWATER	PASSAVANT	BOC
HUBAIR	OSWALD	RMU	AEROFLEX
HUBERT	SCHULZE	SULZER	R et O DEPOLLUTION
OXYFLEX	PEME-	SABLA	FRANCE ASSAINISSEMENT
PORVAIR	GOURDIN	SYSTEM	DIDIER FILTER TECHNIK
SOAF	JONCOUR	S&P	LINDE
SIMCAR	MESSER	FRINGS	AERATION
COSME	DORR-OLIVIER	LANDIA	INDUSTRIES
SEMBLEX	MANNESMANN	OTT	INTERN.
ENVICON	AQUATECHNIQ	SYSTEM	SISTAG ABSPERRTECHNIK
	UE	FUCHS GAS	SCHUMACHER
	STAHLER		SUPRAFILT

Réhabilitation de la qualité des plans d'eau

De l'air peut également être incorporé dans un plan d'eau (étang, lac ou retenue de barrage) afin de préserver sa qualité (réservoir d'eau brute, base de loisir) ou protéger sa faune piscicole. Sur le plan biologique, l'oxygène injecté favorise la dépollution naturelle des composés organiques et azotés dissous. Sur le plan physico-chimique, l'injection d'air à la base du plan d'eau induit le mélange de la masse d'eau profonde et froide avec les couches supérieures plus chaude, phénomène connu sous le nom de destratification. De nombreuses techniques plus ou moins spécifiques occupent ce créneau. Aquatechnique installe ainsi des réseaux immergés de canalisations de diffusion d'air comprimé dans des plans d'eau afin de créer des rideaux de bulles qui génèrent des courants de convection et réoxygènent l'eau en surface par échange avec l'atmosphère. Pour Eric Gonay, ingénieur technico-commercial, "le procédé aération diffuse destratification" (DAD) est une technique qui convient pour des profondeurs comprises entre 3 et 15 m. Soumis à une forte pression agricole, le réservoir d'eau potable de Hanningfield (Essex), 354 ha pour 27,2 Mm³, connaissait de graves dysfonctionnements (concentrations en PT = 1 mg/l et en NO₃⁻ = 26 mg/l et très forte concentration en cyanophycées). La mise en place du DAD a permis de faire disparaître 30 à 40 % des algues et de réduire de 450 000 FF/an les réactifs de potabilisation de l'eau potable."

Au-delà de 15 m et dans le cas de stratification thermique prononcée, Aquatechnique recommande le procédé Limno qui traite les couches profondes en préservant l'équilibre écologique. Fonctionnant sur le même principe de l'air lift (remontée des eaux profondes par entraînement d'air), la société Enning propose le procédé à hauteur variable Hypolimnos qui recycle également les eaux enrichies en oxygène en profondeur.

Ilots de survie pour poissons en danger de mort

Les orages de mai 1992 sur la région parisienne avaient provoqué d'importants déversements d'eaux d'égouts du réseau unitaire du Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération de Paris (SIAAP) suivis d'une forte mortalité piscicole par asphyxie (les matières organiques sont dégradées par les bactéries consommatrices d'oxygène). Michel Gousailles, Ingénieur en Chef au SIAAP déclare que "les poissons soumis à une concentration en oxygène inférieure à 2 mg/l doivent filtrer par leurs branchies de plus grandes quantités d'eau ce qui les fatigue, concentre les toxiques et provoque finalement la mort. Aussi, pour lutter contre ce risque (de mai à octobre), le SIAAP a-t-il mis en place un réseau de mesure de l'oxygène dissous en Seine (10 stations de mesure) et installé 6 stations d'oxygénation sur 10 prévues". Pour faire face à ces situations exceptionnelles, "le système type SAMU doit être opérationnel 1 à 4 fois par an pendant 24 h environ. Le choix technique s'est porté sur l'oxygène pur liquide qui possède sa propre énergie et n'a donc pas besoin de moteur mais seulement d'un jeu de vannes télécommandées. La technologie, mise en œuvre par Linde, crée des zones oxygénées de 40 m de large sur 1 km de long qui sont de véritables îlots de survie pour les poissons". Et Michel Gousailles de conclure optimiste "c'est la technologie au service de l'écologie avec la meilleure intégration dans le site". Coût de l'investissement : de l'ordre de 20 MF ce qui est faible pour une logique d'assurance.

Pomper l'air à grandes profondeurs

Pour S. Callait, ingénieur chez Asset, "les compresseurs HV Turbo sont spécifiquement construits pour un fonctionnement en station d'épuration. En effet, ils sont capables de suivre exactement les besoins en air constamment variables en fonction de la pollution des eaux à traiter. La technologie utilisée dérive des turbocompresseurs marins. C'est une technologie lourde, avec une longévité estimée à plus de 40 ans malgré les vitesses très importantes de la roue (jusqu'à 45 000 t/mn) grâce aux paliers hydrodynamiques. La régulation se fait par 20 à 25 ventelles orientables avec une variation de 100 à 45 % du débit d'air nominal en conservant un rendement élevé de 80 à 84 %. A titre de comparaison, un surpresseur de type Roots a des rendements de compression de 70 % (neuf) et ne peut fournir un débit variable qu'avec un variateur de fréquence (chute du rendement de 10 à 20 %). Et un compresseur multiétage donne un rendement maximal de 75 % avec une plage de régulation limitée à 65 % du débit nominal". Après Munich II et Helsinki, les nouveaux bassins de 10 m de profondeur de la station d'épuration de Rouen ont été équipés de HV Turbo.

La lutte contre les sulfures des réseaux d'assainissement par aération

La réduction des sulfates par des bactéries dans les eaux d'égouts pose de graves problèmes aux exploitants. L'hydrogène sulfuré, produit en milieu réducteur, provoque la corrosion des conduites, l'émission d'odeurs nauséabondes et toxiques ainsi qu'un risque d'explosion. A côté des méthodes avec réactifs (sulfate de fer, nitrates...), l'aération des effluents permet de lutter efficacement contre ce phénomène. La société Flygt propose des systèmes d'injection d'air comprimé dans la canalisation de refoulement à l'aval des clapets de non retour. La comparaison économique avec un traitement au sulfate de fer met en évidence une réduction des coûts de l'ordre d'un facteur 10 pour l'aération (0,15 F/m³ en 1990). De son côté, Air Liquide a développé le Bicône pour l'injection d'oxygène pur en réseau, système installé à Dallas et à Copenhague de longue date. Une récente installation en région parisienne à l'amont d'un siphon avec régulation et télégestion a été réalisée avec un coût moyen encore plus faible (0,03 F/m³ en 1995).

Pompier pour asphyxie des stations d'épuration

Le manque d'oxygène dans une station d'épuration est une source de graves dysfonctionnements. Des boues filamenteuses apparaissent et remontent dans le clarificateur ? L'eau traitée est de mauvaise qualité ? La station d'épuration est saturée de pollution et ne fait plus face ? Il existe alors des solutions efficaces et simples à mettre en œuvre. A côté des aérateurs d'appoint déjà cités, le revamping ou dopage à l'oxygène pur pour station fatiguée peut représenter un moyen très efficace. A côté de l'ancien procédé UNOX couvert et complexe à exploiter (injection d'oxygène en phase gazeuse), Air Liquide a développé le Ventoxal, un oxygénateur composé d'un émulsionneur de type venturi et d'hydroéjecteurs en fonds de bassin. Pour Bruno Weinzaepfel, responsable marketing des produits environnement, "avec plus de 200 références dans le monde, la mise en œuvre de la technologie Ventoxal dans le procédé Aspal offre de nombreux avantages aux industriels mais également aux stations d'épuration urbaines temporairement surchargées (station touristique, effluents industriels saisonnier). Dernier contrat en date, la fourniture de 10 Ventoxal à Taiwan pour l'épuration d'effluents d'une usine textile".

Annexe 3.1

Le lit de séchage planté de roseaux : une alternative intéressante pour une gestion locale des boues

1 Principe de fonctionnement

1.1 Rappel historique

Développée initialement en Allemagne, puis Autriche, au Danemark (où il existe une station de capacité égale à 120 000 Equivalent.Habitants) et également aux Etats Unis, le traitement des boues de station d'épuration par lits de séchage planté de roseaux a progressivement fait son apparition en France depuis le début des années 90. En effet, ce procédé, dérivé des systèmes d'infiltration – percolation sur massif filtrant planté de roseaux appliqués à l'épuration des eaux usées, a fait l'objet de récents développements.

En France et sous la responsabilité de Alain LIENARD du CEMAGREF (Institut de Recherche pour l'Agriculture & l'Environnement), de Lyon, une étude expérimentale a été conduite entre 1989 et 1992 à Bourg-Argental (Loire) sur des boues biologiques extraites du bassin d'aération.

A ce jour et sur la base des contacts pris auprès du CEMAGREF et des Agences de l'Eau dans le cadre de la présente étude, il existe environ une cinquantaine d'installations de ce type en fonctionnement en France. Les capacités de dimensionnement observées sur le parc existant varient entre 200 et 10 000 E.H, avec une forte représentation des stations inférieures à 3 000 E.H. La majorité de ces installations a été réalisée par la SAUR sur les bases des résultats expérimentaux obtenus à Bourg-Argental avec le CEMAGREF, mais quelques références récentes ont été réalisées par la Lyonnaise des Eaux, la SADE (Générale des Eaux), la société SINT... On compte également quelques réalisations expérimentales initiées par des collectivités en partenariat ou non avec des centres de recherche.

Par ailleurs, les boues ainsi traitées sont toujours issues de stations d'épuration à boues activées (aération par turbine ou par diffuseurs) mais les effluents peuvent être d'origine domestique ou industrielle (agroalimentaire, vinicole, hôpital).

1.2 Spécificités des roseaux

Le roseau commun (*Phragmites australis*) est connu comme la plante des marais. C'est en effet un des végétaux aquatiques les plus fréquents des zones humides. Cette plante vivace appartient au groupement des héliophytes et se caractérise tout particulièrement par son système racinaire très actif et capable de résister à des conditions très difficiles quand bien même la partie aérienne de la plante serait desséchée.

Sous les latitudes des zones tempérées, le développement des nouvelles tiges intervient entre le printemps et l'automne (de avril à octobre). Le roseau supporte bien des périodes de gel mais, dans la pratique, il est déconseillé d'alimenter le système en boues compte tenu du risque d'asphyxie (interruption des échanges gazeux entre les racines et l'atmosphère). Il convient de signaler néanmoins l'action positive du gel sur la déshydratation des boues (phénomène de gel – dégel – rétractation).

Sur le plan de sa structure, le roseau est un macrophyte constitué des éléments suivants :

- *un système racinaire* qui se présente sous la forme d'un ensemble de rhizomes (tiges souterraines) capable de porter, à partir de nœuds, de nouvelles pousses.
- *une pousse aérienne* riche en cellulose et silice qui peut atteindre 1 à 5 mètres de hauteur pour un diamètre à la base de 0,5 à 1,5 cm. Cette pousse est pourvue de nœuds portant les limbes à bords coupants.
- *une inflorescence* de type panicule longue de 10 à 50 cm

Sur le plan de ses propriétés, les aspects positifs suivants ont été mis en évidence :

➤ *capacité drainante*

le roseau assure, grâce aux nombreuses ramifications des rhizomes formant un maillage serré, une très bonne élimination de l'eau contenue dans les boues (vitesse de drainage de l'ordre de 100 l/h/m²), il assure également une bonne évapotranspiration.

➤ *capacité épuratoire*

pour son développement végétatif, le roseau extrait des boues les minéraux nécessaires ce qui réalise ainsi une minéralisation des boues et une réduction de masse du substrat.

➤ *capacité de résistance et de croissance*

le roseau, par sa rusticité, craint peu les conditions climatiques extrêmes de nos climats (sécheresse & gel) et, grâce à son rhizome très actif, donne naissance à de nouvelles pousses au début de son cycle végétatif (au printemps).

➤ *très faible coût de la plante en relation avec une grande facilité d'installation*

1.3 Analyse fonctionnelle

Principe

Le système se compose d'un plancher étanche surmonté d'un massif filtrant planté de roseaux et équipé d'un réseau de drains récupérant les eaux d'égouttage des boues admises dans le bassin. Ces percolats, moins pollués que ceux obtenus par d'autres systèmes, doivent néanmoins être retournés sur la filière eau de la station d'épuration au niveau de la fosse toutes eaux.

Le média filtrant est composé de couches de cailloux, de gravier et de sable superposées. Ce massif est planté de roseaux *Phragmites Australis* qui colonisent par leurs racines l'ensemble du volume. Les boues admises dans le système sont directement extraites du bassin d'aération (ou du clarificateur) sur la base d'un cycle bien défini afin d'alterner les périodes humides et sèches.

Démarrage et Fonctionnement

La mise en service est une étape clef de la réussite du système car il appartient à l'exploitant de mettre en œuvre les conditions optimales de développement des roseaux et ceux-ci ne seront à pleine maturité qu'après 3 ans. L'alimentation en boue du lit doit être réalisée sur la base d'une charge de l'ordre de 50 g/m²/j pendant 1 mois puis 100 g/m²/j pendant 2 mois. Cette alimentation doit être effectuée par bâchée et il s'agit de « napper » la surface du lit de boue. Les lits sont alimentés sur la base d'un cycle de rotation permettant le repos nécessaire au réessuyage complet. Enfin, il est inutile de faucarder les tiges en hiver car celles-ci, en se

couchant, créent une structure paillée améliorant le fonctionnement du système. Sur le plan de l'accumulation des matières solides, il faut prévoir environ 20 à 30 cm/an d'accroissement. En fin de cycle, les boues compostées sont extraites à l'aide d'une pelle mécanique et peuvent être évacuées en valorisation organique sans le moindre risque d'odeurs puisque fortement minéralisées. Au niveau des percolats, la qualité attendue est la suivante :

- MES ~ 100 mg/l
- DCO ~ 150 mg/l
- DBO_{ad2} ~ 100 mg/l
- Redox ~ 300 mV
- NGL ~ 100 mg/l
- Composés azotés inférieurs à 10 % des charges traitées par la station
- Composés phosphorés inférieurs à 6% des charges traitées par la station

Les boues obtenues en fin de traitement sont extraites, en moyenne, tous les 5 à 10 ans et présentent la composition suivante :

- siccité : de l'ordre de 25 à 35 %
- réduction de la masse solide totale : de l'ordre de 25 à 30 %
- minéralisation de la matière organique : MV/MS de l'ordre de 45 %
- pH : de l'ordre de 8
- rapport C/N : de l'ordre de 6

2 Avantages du procédé

2.1 Avantages techniques

Sur la base de l'expérience acquise, les avantages techniques du système sont les suivants :

- stockage des boues de façon conforme à la réglementation
- transformation, stabilisation & réduction du volume de boues
- minéralisation des boues et contrôle des nuisances olfactives
- facilité d'élimination du produit final (compost valorisable en agriculture)
- maîtrise des coûts de gestion (stockage, traitement & élimination)
- fiabilisation de la filière de traitement des eaux (contrôle de la masse de boues)
- sécurisation de la filière boues
- excellente intégration paysagère

2.2 Avantages financiers

Sur la base de plusieurs cas réels étudiés par le CEMAGREF et l'ADEME, les données ci-après permettent d'illustrer, pour une unité de capacité 1 000 E.H, les aspects très bénéfiques de cette technique en plein développement :

- surface totale : 400 m²
- capacité théorique de stockage : 5 à 10 ans
- volume théorique en fin de cycle : 240 m³
- siccité attendue : 25 %
- masse de boues sèches : 60 t