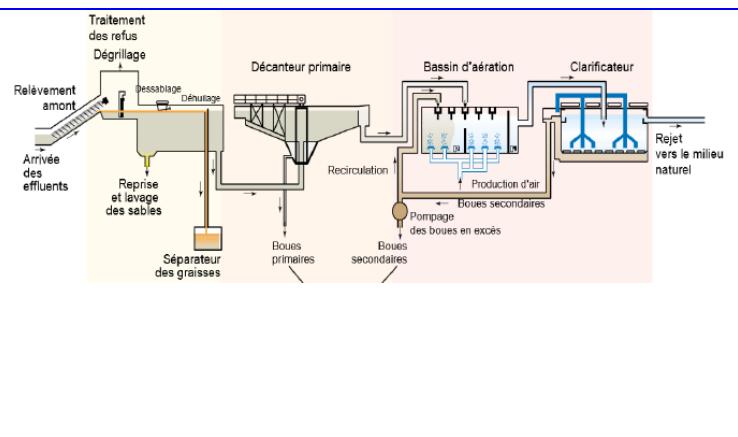


République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de La Recherche Scientifique
Université Djillali Bounaama de khemis Miliana
Faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre
Département des sciences Biologiques

Polycopié de cours

Traitement et épuration des eaux résiduaires urbaines et industrielles



À l'usage des étudiants de formation : Licence Aquaculture et Pisciculture et Master de Spécialité : Hydrobiologie Appliquée. Filière : Hydrobiologie Marine et Continentale.
Domaine : Sciences de la Nature et de la vie.

Auteur :

Dr. TOUHARI Fadhila

TABLE DES MATIÈRES

Introduction générale

I. Généralités sur les eaux usées.....	4
I.1. Définition	4
I.2. Origine des eaux usées	4
I.2.1. Les eaux usées domestiques	5
I.2.2. Les eaux usées industrielles.....	5
I.2.3. Les eaux pluviales.....	6
I.2.4. Les eaux usées de ruissellement agricole.....	6
I.3. Caractéristiques des effluents à traiter	7
I.3.1. Paramètres de la pollution	7
I.3.2. Mesure de la pollution.....	11
I.3.2.1. Notion d'équivalent habitant	12
I.4. Législation.....	12
I.5. Normes de rejets.....	15
I.5.1. Normes internationales.....	15
I.5.2. Normes de rejet en Algérie	15
II. Procédés de traitement appliqués aux eaux résiduaires urbaines et industrielles	18
II. 1. Prétraitements.....	18
II. 1. 1. Dégrillage - Tamisage	18
II. 1. 1.1. Principe.....	18
II. 1. 1.2. Domaine d'application.....	19
II. 1. 1.3. Mise en oeuvre.....	19
II. 1. 1.4. Rendements - performances.....	19
II. 1. 1.5. Avantages - Inconvénients	20
II. 1. 2. Dessablage	23
II. 1. 2.1. Principe.....	23
II. 1. 2.2. Domaine d'application	23
II. 1. 3. Dégraissage - Déshuilage	25
II. 1. 4. Décantation.....	29
II. 1. 5. Coagulation - Flocculation	32
II. 1.5.5. Application dans le domaine des eaux usées industrielles	34
II. 2. Principes des traitements biologiques	36
II. 2.1. Métabolisme aérobie	37
II. 2.1.1. Mécanismes.....	37
II. 2.1.2. Facteurs influençant le métabolisme aérobie	37
II. 2.2. Métabolisme anaérobie	38
II. 2.3. Techniques d'épuration biologique	39
II. 2.3.1. Lagunages	39
II. 2.3.2. Lits bactériens	42
II. 2.3.3. Boues activées	46

II. 2.3.4. Traitement anaérobie	52
II. 3. La désinfection	57
III. Traitement des boues.....	59
III.1. Considérations générales.....	59
III.2. Épaississement.....	61
III.2. 1. Épaississement statique	61
III.2. 2. Épaississement par flottation	62
III.3. Déshydratation	63
III.3.1. Principe	63
III.3.2. Domaine d'application	63
III.3.3. Mise en oeuvre	64
III.3.4. Réactifs	65
III.3.5. Rendements - performances.....	66
III.3.6. Avantages - inconvénients.....	66
III.4. Valorisation agricole des boues	69
<i>Conclusion</i>	70
<i>Références bibliographiques</i>	

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Dégrillage automatique (DEGRÉMONT, 1989).....	20
Figure 2 : Dégrilleur automatique droit (DEGRÉMONT, 1989).....	21
Figure 3 : Tamisage à élément filtrant fixe et mobile (DEGRÉMONT, 1989).....	21
Figure 4 : Tamis à élément filtrant mobile et statique raclé (DEGRÉMONT, 1989).....	22
Figure 5 : Tamis à dents (DEGRÉMONT, 1989).....	22
Figure 6 : Tamis à tambour rotatif « TROMMEL » Alimentation centrale (DEGRÉMONT, 1989).....	22
Figure 7 : Dessableur théorique (DEGRÉMONT, 1989).....	24
Figure 8 : Dessableur cylindro-conique à arrivée tangentielle (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).....	24
Figure 9 : Dégraisseur cylindro-conique aéré (DEGRÉMONT, 1989).....	27
Figure 10 : Dégraisseur aéré et raclé (DEGRÉMONT, 1989).....	28
Figure 11 : dessablage-déshuilage combinés (GAÏD, 2008).....	28
Figure 12 : Décanteur rectangulaire (écoulement rectiligne) et circulaire (alimentation centrale) (DEGRÉMONT, 1989).....	30
Figure 13 : Décanteur cylindro-conique (GAÏD, 2008).....	30
Figure 14 : Décanteur statique a flux horizontal (DEGRÉMONT, 1989).....	31
Figure 15 : Décanteur rectangulaire avec raclage de boues (GAÏD, 2008).....	31
Figure 16 : Décanteur circulaire a lit de boues (GAÏD, 2008).....	32
Figure 17 : principe de coagulation.....	33
Figure 18 : Chambre de mélange avec agitation rapide a hélice (OTV, 1997).....	36
Figure 19 : Mécanismes de la métabolisation aérobie (DHAOUADI, 2008).....	37
Figure 20 : Représentation schématique de la l'épuration, la croissance et l'oxydation de la boue (DHAOUADI, 2008).....	37
Figure 21 : Mécanisme de la digestion anaérobie des boues (DHAOUADI, 2008).....	38
Figure 22 : Rendement d'élimination de la DB ₅ en fonction de la charge organique volumique. (BECHAC, 1984).....	43
Figure 23 : Lit bactérien alvéolaire (DEGRÉMONT, 1989).....	45

Figure 24 : Lit immergé fixé (DEGRÉMONT, 1989).....	45
Figure 25 : Lit immergé fluidisé (DEGRÉMONT, 1989).	45
Figure 26 : Lit bactérien à ruissellement avec remplissage traditionnel (GAÏD, 2008).....	46
Figure 27 : Système à bassins séparés. (DHAOUADI, 2008).....	51
Figure 28 : clarificateur, type classique, avec raclage des boues (GAÏD, 2008).....	51
Figure 29 : clarificateur, plus élaboré, avec succion des boues (GAÏD, 2008).....	51
Figure 30 : Mécanisme simplifié de la méthanogènes (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).....	52
Figure 31 : Digesteur Conventionnel mélangé. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).....	53
Figure 32 : Digesteur et décanteur de boues séparés. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)	54
Figure 33 : Digesteur-décanteur brassé. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).....	54
Figure 34 : Lit de boues granuleuses : Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB). (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).....	55
Figure 35 : Lit fluidisé ou turbulent. (GAID, 2008).....	55
Figure 36 : Filières de traitement des boues - options de procédés. (BECHAC, 1984)	60
Figure 37 : Épaississeur statique raclé. (DEGRÉMONT, 1989)	61
Figure 38 : Coupe schématique d'un flottateur. (BECHAC, 1984).....	62
Figure 39 : Filtre à bandes presseuses. (DEGRÉMONT, 1989).....	68
Figure 40 : Centrifugeuse. (BECHAC, 1984)	68
Figure 41 : Types de Filtres. (DEGRÉMONT, 1989)	68
Figure 42 : Lit de séchage. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).....	69
Figure 43 : Presse continue. (DEGRÉMONT, 1989).....	69

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Relation entre les paramètres de pollution (GAÏD, 2008).....	12
Tableau 2 : Normes de rejets selon OMS (1989).....	15
Tableau 3 : Normes de rejets en Algérie (J.O. 2006).....	16
Tableau 4 : Coagulation des eaux usées de l'industrie textile. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990)	35
Tableau 5 : Élimination de la coloration d'eaux usées de l'industrie des pates a papier. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990)	35
Tableau 6 : Caractéristiques des lagunes et des bassins de stabilisation. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990)	41
Tableau 7 : Rendement du traitement à boue activée en fonction de la charge massique. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990)	48
Tableau 8 : Performances d'épaississement statique. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990)	62
Tableau 9 : Rendement des dispositifs de déshydratation des boues résiduaires urbaines. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990).....	66

Préface

Pendant très longtemps, les ressources nécessaires à la vie des hommes n'étaient puisées en majorité qu'au sein du règne animal et végétal. De par la dispersion des populations, jusque là peu abondantes, les déchets produits se trouvaient rapidement absorbés par la nature ou dilués dans les cours d'eau.

Depuis les 20 dernières années, les concentrations sociales, l'intensification des activités industrielles, l'utilisation de nouveaux produits de consommation, ont complètement modifié la gestion des rejets. Les résidus s'accumulent et, même quand ils sont biodégradables, ils sont rejetés en quantité telle que les mécanismes naturels sont profondément perturbés, voire détruits. Ceci explique que la tâche essentielle de l'industriel n'est plus seulement la maîtrise de sa production ; il doit, parallèlement à celle-ci, prendre en compte les contraintes d'Environnement avec toutes leurs implications et leurs incertitudes. Pour cela, un cadre législatif ainsi que des technologies adaptées lui sont offerts.

Ce document a pour ambition de faire le point sur l'ensemble des différents éléments législatifs et les techniques d'analyses et de traitement des eaux résiduaires urbaines et industrielles disponibles afin de former les cadres du secteur pour qu'ils puissent exercer leur métier dans les meilleures conditions. Or, les domaines à couvrir sont nombreux et larges.

Mes remerciements vont donc à l'ensemble des personnes qui ont participé à l'élaboration de ce document qui n'aurait pu voir le jour sans les précieux conseils qui m'ont été prodigués tout au long de ce travail.

Introduction générale

La pollution est avant tout un problème de concentration d'un élément ou groupe d'éléments chimiques. Elle est le produit de l'activité naturelle et celle des êtres vivants. Elle est provoquée par les rejets des organismes vivants.

La pollution a toujours existé depuis que la vie est apparue sur la Terre, avant même l'existence de l'industrie. La pollution de l'eau est interdépendante de celle du sol ou celle de l'air, tout comme les pollutions domestiques, agricoles et industrielles. Elles obéissent à cette théorie de vases communicants ou la pollution de l'air ou celle des déchets solides influence directement ou indirectement celle d'eau. Elle augmente de manière générale avec la démographie et son mode de vie. Dans les pays développés, les rejets (liquides ou solides) sont triés et isolés, facilitant ainsi leur traitement et réduisant leur potentiel polluant de l'environnement (ZELLA, 2007).

Les eaux usées ont constitué la première manifestation de la pollution dans les cours d'eau. Les concentrations en certains éléments ont dépassé la capacité épuratrice naturelle de ces réceptacles de déchets. Il s'en est suivi un déséquilibre apparent ou non, des symptômes qui constituent l'indicateur de la pollution de l'eau. Ce problème a été réglé par les stations de traitement des eaux usées dont la fonction est de séparer les éléments concentrés afin de les réutiliser de manière contrôlée, en tenant compte des besoins de chaque utilisateur. Aujourd'hui, elle existe là où les concentrations dépassent l'épuration naturelle ou artificielle.

Les conséquences de la pollution sont multiples et variées. Dans les agglomérations, les zones touristiques, comme au niveau des terres agricoles, des quantités énormes d'eau « propre » sont utilisées puis rejetées sous forme d'eau usée polluée, dans la nature (ZELLA, 2007).

L'intérêt porté par les pouvoirs publics algériens au traitement des eaux usées s'est manifesté par l'allocation de crédits importants à la réalisation de stations d'épurations qui sont en nombre d'une centaine déjà réalisées ou en voie de réalisation.

Seulement, ces réalisations n'ont pas été suffisantes pour atteindre l'objectif de protéger l'environnement d'une manière générale et les ressources hydriques en particulier : (Niveau de pollution alarmant des cours d'eau, tels que Cheliff, Hamiz, Rhumel, Seybouse, eutrophisation de eaux de barrages et pollution des réserves souterraines par les nitrates et les métaux lourds). La politique de valorisation des eaux usées est nécessaire d'autant plus que celles-ci une fois traitées, pourraient constituer une source non négligeable pouvant participer à la réduction du déficit du bilan hydrique par sa valorisation en irrigation (DJEDDI, 2007).

Le traitement des eaux usées urbaines nécessite des technologies reposant sur des principes physiques, chimiques, biologiques et d'ingénierie, afin d'assurer une qualité des eaux en accord avec les exigences légales (DAGOT, 2014).

Ce traité a pour objectif d'illustrer le fonctionnement d'une station d'épuration classique, en s'appuyant sur la station d'épuration de Ain Defla, tout en permettant d'acquérir les notions fondamentales et techniques pour le dimensionnement des différentes unités qui la compose.

Les différents chapitres abordés dans ce document sont les suivants :

- Généralités sur les eaux résiduaires urbaines, définition, origines, caractéristiques, législation et normes de rejets.
- Procédés de traitement des eaux usées
- Traitements des boues.

Chapitre I

Généralités sur les eaux usées

I. Généralités sur les eaux usées

Les calculs des flux d'eaux usées portent essentiellement sur l'estimation des quantités et de la qualité des rejets liquides provenant des habitations et lieux d'activités.

L'évolution de l'habitat et du mode de vie des usagers entraîne une quantité croissante des rejets, et surtout une variation des flux différente de celle que l'on connaissait.

En effet, l'augmentation du niveau de confort sanitaire, avec la généralisation des salles de bains, des machines à laver, lave-vaisselle, ..., contribue à une plus grande consommation d'eau et par conséquent à des rejets toujours plus importants.

La variation des rejets dans le temps et dans l'espace est due d'une part au développement de la maison individuelle, de la résidence secondaire et estivale, auquel s'ajoutent d'autre part, les eaux résiduaires des établissements commerciaux et industriels diffus, dont les activités sont en croissante mutation.

Les rejets unitaires à considérer dépendent des facteurs socio-économiques que l'on peut intégrer dans les catégories d'occupation des sols, en fonction de l'importance de l'agglomération et de son activité dominante, sa spécificité.

La consommation d'eau et les rejets sont différents selon qu'il s'agit d'une ville nouvelle, d'une commune rurale. Mais par contre, l'écart n'est pas très important, pour un même niveau socio-économique, même à différents points du globe, sous différentes latitudes (BOURRIER, 1991 et BOURRIER et al., 2017).

En parlant de l'eau usée il semble important d'avoir une idée sur sa définition, son origine et ses caractéristiques, ainsi que les différentes méthodes utilisées pour son épuration.

I.1. Définition

Selon REJSEK (2002), les eaux résiduaires urbaines (ERU), ou eaux usées, sont des eaux chargées de polluants, solubles ou non, provenant essentiellement de l'activité humaine. Une eau usée est généralement un mélange de matières polluantes répondant à ces catégories, dispersées ou dissoutes dans l'eau qui a servi aux besoins domestiques ou industriels. (GROSCLAUDE, 1999). Donc sous la terminologie d'eau résiduaire, on groupe des eaux d'origines très diverses qui ont perdu leurs puretés ; c'est-à-dire leurs propriétés naturelles par l'effet des polluants après avoir été utilisées dans des activités humaines (domestiques, industrielles ou agricoles) (BOURRIER, 1991).

I.2. Origine des eaux usées

Les facteurs influant sur la nature des eaux sont nombreux. Les principaux sont : la topographie du site, l'occupation des sols, les activités, le climat, la fréquence des pluies, du nettoyage des rues, le trafic des véhicules, ...

Les caractéristiques du réseau sont également déterminantes, qu'il s'agisse d'un réseau séparatif ou unitaire, avec bouches de décantation, panier sélectif, ... Interviennent aussi les conditions d'écoulements, d'autocurage, les modalités d'entretien, ... (BOURRIER, 1991).

Les eaux usées résultent de la pollution tant physico-chimique que bactériologique des eaux de consommation de bonne qualité, du fait des activités humaines, qu'elles soient

domestiques, industrielles ou agricoles (RICHARD, 1996). Ces eaux proviennent de quatre sources principales :

I.2.1. Les eaux usées domestiques

Les effluents domestiques sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines : urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères).

L'activité ménagère et les actions hygiéniques apportent les résidus suivants :

- des sables provenant des lavages,
- des déchets végétaux et animaux (viandes),
- des graisses et des huiles,
- des détergents,
- des matières fécales,
- des produits hygiéniques (papiers, cotons, filasses, plastiques, ...
- des produits chimiques,
- des objets de toute nature (BOURRIER, 1991).

Les eaux usées domestiques contiennent essentiellement des matières en décomposition. Elles sont presque non toxiques et sont biodégradables. En revanche, elles peuvent contenir des germes pathogènes très dangereux (ZELLA, 2007). Elles se composent essentiellement par des eaux de vanne d'évacuation de toilette. Et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains.

Elles proviennent essentiellement :

- Des eaux de cuisine qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses ;
- Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents ;
- Des eaux de salle de bain chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement des matières grasses hydrocarbonées ;
- Des eaux de vannes qui proviennent des sanitaires (w.c), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et microorganisme (REJSEK, 2002).

I.2.2. Les eaux usées industrielles

L'activité industrielle apporte des résidus spécifiques à chaque reproduction, acceptables dans les réseaux, dans les conditions équivalentes à la nature des eaux domestiques (BOURRIER, 1991).

Les déchets et les effluents industriels définissent largement la qualité et le taux de pollution de ces eaux usées. Les établissements industriels utilisent une quantité importante d'eau qui tout en restant nécessaire à leur bonne marche, n'est réellement consommée qu'en très faible partie le reste est rejeté. On peut néanmoins, faire un classement des principaux rejets industriels suivant la nature des inconvénients qu'ils déversent:

- Pollution due aux matières en suspension minérales (Lavage de charbon, carrière, tamisage du sable et gravier, industries productrices d'engrais phosphatés....) ;
- Pollution due aux matières en solution minérales (usine de décapage, galvanisation...);
- Pollution due aux matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, équarrissages, pâte à papier...);
- Pollution due aux rejets hydrocarbonés et chimiques divers (raffineries de pétrole, porcherie, produits pharmaceutiques.....) ;
- Pollution due aux rejets toxiques (déchets radioactifs non traités, effluents radioactifs des industries nucléaires....) (RODIER, 2005).

Les eaux usées industrielles contiennent surtout des substances chimiques souvent toxiques, à long terme et non biodégradables. La pollution est spécifique à chaque activité industrielle d'où la nécessité de prévoir des traitements spécifiques avant de libérer l'eau dans l'environnement (ZELLA, 2007).

I.2.3. Les eaux pluviales

Le développement de l'urbanisation et l'imperméabilisation croissante des sols ont fait des eaux pluviales un nouvel enjeu pour les agglomérations.

Les eaux pluviales ont un impact direct sur le fonctionnement des systèmes d'assainissement :

- En cas de fortes pluies, elles saturent le réseau de collecte et engendrent parfois des inondations et des rejets directs au milieu naturel
- Elles rendent plus difficile le traitement des eaux usées en diluant la pollution ce qui augmente l'activité de la station d'épuration et par conséquent le coût de traitement du m³.

Les eaux de ruissellement artificiel d'origine pluviale sont aussi considérées comme étant des eaux usées, si ce n'est qu'elles font, dans certains cas, l'objet d'un traitement séparé dans le cadre de leur évacuation (VALIRON, 1992).

L'activité urbaine et le rinçage des sols apportent les résidus suivants :

- des sables et graviers,
- des poussières, des feuilles mortes, des branches, ...
- du sel l'hiver,
- des huiles de vidanges, hydrocarbures, goudrons, ...
- des objets de toute nature et de taille variable.

Aussi, il faut convenir que pour l'exploitant des réseaux (différemment de l'épuration), les effluents ne se caractérisent pas essentiellement par leurs charges polluantes conventionnelles, mais davantage par leurs constituants (BOURRIER, 1991).

I.2.4. Les eaux usées de ruissellement agricole

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent

présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux. Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation) ;
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides,...).

Donc ces eaux sont l'issues :

- Des apports directs dus aux traitements des milieux aquatiques et semi-aquatiques tels que le désherbage des plans d'eau, des zones inondables (faucardage chimique) et des fossés, ainsi que la démoustication des plans d'eau et des zones inondables (étangs et marais).
- Des apports indirects dus en particulier à l'entraînement par ruissellement, aux eaux de rinçage des appareils de traitement, aux résidus présents dans des emballages non correctement rincés ou détruits, aux eaux résiduaires des usines de fabrication et de conditionnement (GROSCLAUDE, 1999).

I.3. Caractéristiques des effluents à traiter

L'étude des caractéristiques de l'effluent a traité repose sur les paramètres suivants :

- Réseau unitaire ou séparatif, comportement et fonctionnement des déversoirs d'orage et des réservoirs intermédiaires de stockage (s'ils existent).
- Populations raccordées en situation actuelle, prochaine et future.
- Identifier et quantifier les éventuelles pollutions dues aux activités industrielles ou artisanales en situation actuelle, prochaine et future (SADAWSKI, 2002).

I.3.1. Paramètres de la pollution

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

La mesure d'une charge polluante (ou d'un flux polluant) est déterminée à partir d'un échantillon prélevé, représentatif de l'écoulement et correspondant au débit (BOURRIER, 1991). L'estimation de la charge polluante des eaux usées se fait en pratique par la mesure des concentrations suivantes:

- **Les matières en suspension (MES) :**

C'est la quantité de pollution organique et minérale non dissoute dans l'eau (GOMELLA, 1978). Les MES sont responsable d'ensablement et de baisse de pénétration de la lumière dans l'eau, ce qui entraîne une diminution l'activité photosynthétique et une chute de la productivité du phytoplancton. Les MES contribuent aussi à déséquilibrer le milieu aquatique en accroissant la turbidité et peuvent avoir un effet néfaste direct sur l'appareil respiratoire des poissons (GAÏD, 2008 ; MONTIEL, 1986).

Les MES s'expriment en milligrammes par litre d'effluent (mg/l) ou en grammes par habitant et par jour (90 g/hab/j), quand on les rapporte à la dose unitaire (BOURRIER, 1991 BOURRIER et al., 2017).

- **La demande biologique en oxygène (DBO)**

C'est un paramètre global qui exprime la quantité d'oxygène qu'une biomasse épuratrice va consommer pour décomposer les matières organiques contenues dans l'effluent dans les conditions de l'essai : incubation à 20 °C et à l'obscurité et pendant un temps donné

(MONTIEL, 1986 ; GAÏD, 2008 ; OUALI, 2008]. Elle est donc représentative de la somme des matières organiques biodégradables. Pour être complète, l'oxydation biologique nécessite un temps de 20 à 28 jours, on mesure dans ce cas la DBO Ultime au DBO_{21} au DBO_{28} (OUALI, 2008). Cette période étant longue, on choisi par convention, une mesure après cinq jours d'incubation appelée DBO_5 (ECKENFELDER, 1982 ; OUALI, 2008).

Par convention et par commodité, on a choisi la DBO_5 , c'est-à-dire que l'on restreint la période d'observation à 5 jours. La DBO_5 s'exprime en milligrammes d'oxygène «consommée» par litre ou en grammes d'oxygène par jour et par habitant (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

▪ **La demande chimique en oxygène (DCO)**

DCO est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques y compris les matières biodégradables et non biodégradables par voie chimique (MONTIEL, 1986 ; GAÏD, 2008). La DCO est exprimée par du bichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$ et nécessaire à l'oxydation de substances organiques pendant 2 heures à l'ébullition (140 – 150°C) en milieu très acide et en présence de catalyseur ($H_2SO_4 + HgSO_4$) (OUALI, 2008).

« La DBO et la DCO sont deux moyens d'apprécier la teneur en matières organiques oxydables. La dégradation de celles-ci dans le milieu naturel s'accompagne d'une consommation d'oxygène et peut entraîner un abaissement excessif de la concentration d'oxygène dissous » (MONTIEL, 1986 ; GAÏD, 2008).

Nous noterons cependant que certains composés ne sont pas oxydés complètement par cette méthode, comme par exemple l'azote organique. Un effluent urbain est accepté comme tel, selon la loi, si le rapport $DCO/DBO_5 < 2,5$. Si ce rapport est > 3 , il est probable que l'effluent contienne des eaux industrielles en forte quantité. Lorsque la DCO est forte et que les MES sont plutôt en faible quantité pour un effluent urbain, on peut conclure à la présence d'eaux industrielles. La DCO s'exprime également en milligrammes par litre ou en grammes par habitant et par jour (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

▪ **La masse des matières oxydables (MO)**

La MO est utilisée pour la mesure de la pollution industrielle et se détermine comme la moyenne pondérée de la DCO et de la DBO_5 , soit :

$$MO = (DCO + 2 DBO_5) ad2 / 3 \quad (1)$$

ad2 : analyse effectuée après une décantation de deux heures de la liqueur,

La quantité de MO généralement prise en compte est de 57 g/habitant/jour (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

▪ **La pollution conventionnelle totale (PCT)**

La PCT exprime l'ensemble des concentrations d'usage courant, soit : $PCT = MES + MO = 147$ g/hab/j (valeur conventionnelle réglementaire) (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

▪ **L'azote organique et les sels ammoniacaux**

- **L'azote** : peut se trouver sous forme minérale (ammoniacal, nitrate) ou organique. La présence d'azote organique ou ammoniacal se traduit par une consommation d'oxygène dans le milieu naturel et par une entrave à la vie des poissons (MONTIEL, 1986 ; GAÏD, 2008).

L'azote organique dans l'eau englobe plusieurs familles de composés. La quantité d'azote déterminée par minéralisation est dite : Azote Kjeldhal ; elle inclut les formes NH_3 (ammoniac) et NH_4^{+1} . On mesure souvent l'ion ammonium (NH_4^{+}), dont l'origine dans les eaux usées, est essentiellement urinaire. En effet, l'urée s'hydrolyse rapidement en carbonate d'ammonium dans les réseaux d'assainissement. Dans les eaux usées, la valeur moyenne observée est de 14 g/habitant/jour, soit 90 mg/l, avec des variations de 30 à 100 mg/l (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

Les eaux de pluies véhiculent diverses formes de substances azotées :

- en zone rurale, l'ammoniac des sols fertilisés, les nitrates des engrais,
- en zone urbaine, les oxydes d'azote dus aux combustions,
- en zone industrielle, les substances chimiques fabriquées.

Les concentrations ou autres caractéristiques dont il est usuel de tenir compte dans les études d'assainissement, surtout au niveau de l'épuration, concernent peu les mesures sur les réseaux; ce sont :

- **Les huiles et hydrocarbures** : Les graisses et les huiles organiques se situent normalement entre 20 et 100 mg/l, soit 3 à 25 g/habitant/jour (de MGEH : Matières Grasses Extractibles à l'Hexane).

Les graisses dans les rejets industriels (abattoirs, ...) peuvent être > 1 000 mg/l.

Les hydrocarbures sont très variables : ils dépendent du trafic routier et, surtout, des rejets industriels. Les valeurs admissibles doivent être :

- ☐ en milieu naturel < 5 mg/l,
- ☐ en égout < 15 mg/l.

▪ **Les détergents**

- **Les phosphates** : sont issus en grande part, mais pas en totalité, des détergents. La concentration d'une eau usée urbaine est d'environ 10 mg d'ion, PO_4^{-3} / l soit environ 2,5 à 5 g/hab/j (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

Le phosphate peut également se trouver sous forme minérale (en provenance des lessives ou des rejets industriels) ou organique. C'est la quantité de phosphore total contenu dans l'eau sous diverses formes : polyphosphates, organophosphates et orthophosphates (MARTIN, 1982).

Le phosphore joue un rôle capital dans un grand nombre de métabolismes cellulaires et favorise les croissances algales (eutrophisation). A l'inverse du cycle de l'azote, le cycle du phosphore est fermé et n'a aucun échange avec l'atmosphère. Pour cette raison, le phosphore apparaît comme un facteur de contrôle plus facilement maîtrisable au niveau du phénomène

d'eutrophisation. D'où les querelles et enjeux actuels sur la question des lessives sans phosphates (MARTIN, 1987 ; BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

- **L'hydrogène sulfuré (H₂S) :** est produit dans les réseaux d'assainissement lorsque les écoulements sont lents et donc que les effluents « vieillissent » en absence d'oxygène. On connaît les effets de ce gaz sur les canalisations (corrosion) et les dangers (toxicité importante) pour le personnel amené à travailler dans les réseaux.

Le traitement d'H₂S par du sulfate ferreux (Fe SO₄) injecté au niveau de la bêche d'un poste de relèvement est connu depuis de nombreuses années. L'injection peut se faire sous le contrôle d'une minuterie ou d'un automate prenant en compte plusieurs paramètres sur le pompage des effluents (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

- **Métaux lourds :** les eaux usées comme les eaux pluviales contiennent aussi des métaux lourds, en particulier plomb, cadmium, zinc, chrome, mercure, cuivre, ...

Ces métaux sont toxiques, d'une part pour le milieu naturel où ils peuvent être bioaccumulés au long de la chaîne alimentaire et d'autre part pour les boues activées des stations d'épurations biologiques.

On doit donc interdire tout rejet industriel chargé en métaux lourds sans traitement préalable (détoxication) dans un réseau d'assainissement (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

- **Bactéries :** par essence même, les eaux usées contiennent des bactéries, virus et autres micro-organismes en quantité très importante (plu- de sieurs dizaines de millions par 100 ml d'eau).

Outre les mauvais branchements, les fuites ou les rejets directs, il y a deux causes majeures d'apport d'une pollution bactérienne au milieu ca naturel :

- les stations d'épuration possèdent un taux d'abattement de 90 à 95 %, donc à l'exutoire d'une unité classique de traitement, on retrouve encore plusieurs millions à plusieurs centaines de milliers/100 ml des microorganismes.
- les déversoirs d'orage, qui entraînent par temps de pluie, une eau (si plus ou moins diluée selon leur calage (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

La pollution bactérienne, aux concentrations que l'on rencontre habituellement dans le milieu naturel, n'est pas un problème en soi, car on assiste à un abattement naturel important (les lagunes éliminent très bien les germes bactériens, mieux que les stations d'épuration).

Le problème de la pollution bactérienne tient à l'usage de l'eau, en particulier pour la baignade ou la fabrication d'eau potable et même dans certains cas extrêmes pour l'irrigation.

L'exemple typique d'un problème aigu est la pollution d'une rivière qui rejoint la mer à proximité d'une station balnéaire.

Dans ce cas, les stations d'épuration doivent être équipées d'une étape de désinfection avant rejet dans le milieu naturel (par exemple chloration pour les unités importantes, filtre à sable pour les petites stations).

On mesure la pollution bactérienne en dénombrant les germes présents dans 100 ml d'échantillon.

En fait, le nombre de micro-organismes pathogènes est assez faible et par souci de simplicité, on recherche des germes très courants dont la présence est synonyme de possibilité d'existence de germes pathogènes.

Il s'agit principalement des coliformes fécaux (CF) et des streptocoques fécaux (SF).

- **Escherichia Coli ou colibacille** est une bactérie peu ou pas pathogène, hôte normal de l'intestin et des voies excrétrices de l'homme, des animaux à sang chaud et peut être même à sang froid. E. Coli représente la majeure partie des coliformes fécaux avec lesquels on le confond habituellement, mais abusivement. Ces coliformes sont un indicateur de contamination fécale d'origine récente liée à la présence humaine.
- **Streptocoques** forment un groupe hétérogène de bactéries pathogènes dont les caractéristiques morphologiques et métaboliques sont identiques. En revanche, leurs caractéristiques génétiques, écologiques et pathogéniques diffèrent. Les streptocoques fécaux du type D (saprophytes habituels des voies rhinopharyngées et intestinales de l'homme et des animaux) ont été choisis comme indicateur d'une pollution fécale plus ancienne, en raison de leur rémanence plus élevée dans le milieu (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

I.3.2. Mesure de la pollution

Les caractéristiques des effluents à traiter doivent être nécessairement validées par des campagnes de mesures effectuées sur des échantillons prélevés en continu durant 24 heures (en temps sec et en temps de pluie) de façon que les volumes de prises soient proportionnels aux débits instantanés de l'effluent avec constitution d'un échantillon moyen de 24h réfrigéré, permet de définir l'identité ou la morphologie singulière de l'effluent (SADAWSKI, 2002).

Ces campagnes de mesure permettront en outre de vérifier la cohérence des rapports renseignés au tableau 1.

Tableau 1 : Relation entre les paramètres de pollution (GAÏD, 2008).

Ratio	Effluent Urbain strict	Signification
$\frac{DCO}{DBO_5}$	2,2 – 2,4	indiquera la mixité et la biodégradabilité relative de l'effluent
$\frac{MES}{DBO_5}$	0,8 – 1,2	aura une influence sur le % MVS de l'effluent et la production de boues en excès
$\frac{DBO_5}{NTK}$	4 - 5	indiquera la mixité relative de l'effluent et influencera le dimensionnement du réacteur biologique en cas de traitement de l'azote (nitrification)
$\frac{N - NH_4}{NTK}$	0,6 – 0,8	indiquera le degré d'ammonification réalisé durant le transfert de l'effluent dans le réseau ainsi que de la présence potentielle d'une situation "septique" (notamment lors de la présence de conduite de refoulement)
$\frac{DCO}{Pt}$	44 - 50	indiquera la mixité relative de l'effluent , les potentialités et la faisabilité d'un traitement biologique du phosphore
$\frac{MVS}{MES}$	0,65 – 0,75	indiquera "l'organicité" de l'effluent ainsi que sa mixité relative, et aura une incidence importante sur : <ul style="list-style-type: none"> - la production de boues biologiques en excès, - la qualité mécanique des boues activées (définie par son IM ou IB), - le taux de MVS dans le réacteur biologique, - le dimensionnement du réacteur biologique tant pour le traitement de la pollution carbonée que pour la nitrification et la dénitrification simultanée (dans le même bassin), - le dimensionnement du clarificateur (indirectement par l'influence sur l'IM), - le dimensionnement de la filière boue (directement par l'influence sur la production de boue et indirectement par l'influence sur l'IM)
$\frac{DCO}{NTK}$	8,8 - 12	indiquera la mixité relative de l'effluent et aura une influence sur la dénitrification et sur l'intérêt d'une zone d'anoxie dissociée du bassin d'aération

I.3.2.1. Notion d'équivalent habitant

L'équivalent habitant (éq. h.) correspond à la quantité de pollution rejetée par un habitant quotidiennement (GAÏD, 2008).

Pour un réseau d'assainissement de type unitaire, on admet les quantités journalières théoriques suivantes pour chaque habitant :

$$DBO_5 = 74 \text{ g/hab./j.}$$

$$MES = 70 \text{ g/hab./j.}$$

I.4. Législation

L'assainissement en Algérie est régi par la loi n°05-12 du 4 août 2005 relative à l'eau et à la protection de l'environnement où ses articles annoncent que (J.O, 2005):

Art. 2. — Les objectifs assignés à l'utilisation, à la gestion et au développement durable des ressources en eau visent à assurer :

— la préservation de la salubrité publique et la protection des ressources en eau et des milieux aquatiques contre les risques de pollution à travers la collecte et l'épuration des eaux usées

domestiques et industrielles ainsi que des eaux pluviales et de ruissellement dans les zones urbaines ;

— la valorisation des eaux non conventionnelles de toutes nature pour accroître les potentialités hydriques ;

Art. 43. — Conformément aux dispositions des articles 48 à 51 de la loi n° 03-10 du 19 Joumada El-Oula 1424 correspondant au 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable, les milieux hydriques et les écosystèmes aquatiques doivent être protégés contre toute forme de pollution susceptible d'altérer la qualité des eaux et de nuire à leurs différents usages.

Art. 44. — Les rejets d'effluents, les déversements ou les dépôts de matières de toute nature ne présentant pas de risques de toxicité ou de nuisance dans le domaine public hydraulique sont soumis à une autorisation dont les conditions et les modalités d'octroi sont fixées par voie réglementaire.

Art. 45. — L'autorisation prévue à l'article 44 ci-dessus est refusée notamment lorsque les effluents ou matières sont de nature à nuire :

- à la capacité de régénération naturelle des eaux ;
- aux exigences de l'utilisation des eaux ;
- à la santé et la salubrité publiques ;
- à la protection des écosystèmes aquatiques ;
- à l'écoulement normal des eaux ;
- aux activités de loisirs nautiques.

Art. 46. — Sont interdits :

— tout déversement ou rejet d'eaux usées de toute nature dans les puits, forages, galeries de captage, fontaines et abreuvoirs publics, oueds à sec et canaux ;

— tout dépôt ou enfouissement de matières insalubres susceptibles de polluer les eaux souterraines par infiltration naturelle ou par recharge artificielle ;

— l'introduction de toutes matières insalubres dans les ouvrages et installations hydrauliques destinés à l'alimentation en eau ;

— le dépôt et/ou l'enfouissement de cadavres d'animaux dans les oueds, lacs, étangs et à proximité des puits, forages, galeries de captage, fontaines et abreuvoirs publics.

Art. 47. — Tout établissement classé, au sens des dispositions de l'article 18 de la loi n° 03-10 du 19 Joumada El Oula 1424 correspondant au 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable, et notamment toute unité industrielle dont les rejets sont reconnus polluants doit impérativement :

— prévoir des installations d'épuration appropriées ;

— mettre en conformité leurs installations ou les procédés de traitement de leurs eaux résiduaires par rapport aux normes de rejet telles que fixées par voie réglementaire.

Art. 48. — Lorsque la pollution des eaux met en péril la salubrité publique, l'administration chargée des ressources en eau doit prendre toutes mesures exécutoires en vue de faire cesser les déversements d'effluents ou les dépôts de matières nuisibles. Elle doit également décider de l'arrêt du fonctionnement de l'établissement qui en est responsable, jusqu'à la disparition de la pollution.

Art. 49. — Les retenues d'eau superficielle ainsi que les lacs et les étangs menacés d'eutrophisation par suite de déversements d'effluents polluants font l'objet de plans de restauration et de protection de la qualité des eaux.

Ce plan comporte des mesures et des actions ayant pour objectif :

- la suppression des sources de pollution chronique, notamment à travers la réalisation de systèmes d'épuration des eaux usées urbaines et industrielles ;
- la prévention des risques de pollution accidentelle et la mise en place de dispositifs de lutte appropriés ;
- la mise en oeuvre de toutes opérations techniques permettant de restaurer la qualité des eaux ;
- l'installation de dispositifs d'observation et de suivi des paramètres significatifs de la qualité des eaux et d'un système d'alerte anti-pollution.

Les conditions et modalités d'élaboration, d'approbation et de mise en oeuvre des plans de restauration et de protection de la qualité des eaux sont fixées par voie réglementaire.

Art. 50. — Les objectifs de qualité auxquels doivent répondre les eau souterraine ainsi que les écoulements et les retenues d'eaux superficielles destinées à l'alimentation en eau des populations sont fixés par voie réglementaire.

Art. 51. — L'inventaire périodique du degré de pollution des eaux souterraines et superficielles ainsi que les contrôles des caractéristiques des eaux de déversement ou de rejet sont effectués conformément aux dispositions des articles 49 et 50 de la loi n° 03-10 du 19 Joumada El Oula 1424 correspondant au 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable, et aux textes réglementaires subséquents.

Art. 52. — Les caractéristiques techniques des systèmes d'épuration des eaux usées sont fixées par voie réglementaire en prenant en compte notamment les critères relatifs aux agglomérations, aux possibilités d'utilisation des eaux épurées, et aux risques de contamination et de pollution.

Art. 118. — En zone agglomérée est obligatoire le branchement au réseau public d'assainissement de toute habitation ou établissement.

Art. 121. — Dans les zones à habitat dispersé ou dans les centres ne disposant pas d'un système d'assainissement collectif, l'évacuation des eaux usées doit se faire au moyen d'installations autonomes agréées et contrôlées par l'administration chargée des ressources en eau

Art. 122. — Tout système autonome d'assainissement doit être mis hors d'état de servir dès la mise en place d'un réseau public d'assainissement.

I.5. Normes de rejets

I.5.1. Normes internationales

La norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépassée ou une limite inférieure à respecter. Un critère donné est rempli lorsque la norme est respectée pour un paramètre donné une norme est fixée par une loi, une directive, un décret loi.

Les normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé OMS (1989) respective pour les eaux usées (tableau 2) (BOURRIER, 1991 ; BOURRIER et al., 2017).

Tableau 2 : Normes de rejets selon OMS (1989).

Caractéristiques	Normes utilisées
pH	6,5-8,5
DBO ₅	<30 mg/1
DCO	<90 mg/1
MES	<20 mg/1
NH ₄ ⁺	<0,5 mg/1
NO ₂ ⁻	1 mg/1
NO ₃ ⁻	<1 mg/1
Température T	<30°C
Couleur	Incolore
Odeur	Inodore

I.5.2. Normes de rejet en Algérie

Les normes de rejets avant ou après traitement sont destinées à la protection du milieu récepteur naturel.

En Algérie, les valeurs limites maximales des paramètres de rejet sont décrites dans le journal officiel de la république algérienne n° 26 du 23-04-2006 (J.O), elles sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Normes de rejets en Algérie (J.O, 2006).

Paramètres	Unités	Valeurs limites	Tolérance des valeurs limites des anciennes installations
Température	°C	30	30
pH	-	6,5-8,5	6,5-8,5
MES	mg/l	35	40
Azote	mg/l	30	40
Phosphore total	mg/l	10	15
DCO	mg/l	120	130
DBO ₅	mg/l	35	40
Aluminium	mg/l	3	5
Substance toxique bioaccumulable	mg/l	0,005	0,01
Cyanures	mg/l	0,1	0,15
Fluore et composés	mg/l	15	20
Indice de phénol	mg/l	0,3	0,5
Hydrocarbures totaux	mg/l	10	15
Huiles et graisses	mg/l	20	30
Cadmium	mg/l	0,2	0,25
Cuivre total	mg/l	0,5	1
Mercure total	mg/l	0,01	0,05
Plomb total	mg/l	0,5	0,75
Chrome total	mg/l	0,5	0,75
Manganèse	mg/l	1	1,5
Nickel total	mg/l	0,5	0,75
Zinc total	mg/l	3	5
Fer	mg/l	3	5

Chapitre II

Procédés de traitement appliqués aux eaux résiduaires urbaines et industrielles

II. Procédés de traitement appliqués aux eaux résiduaires urbaines et industrielles

Il existe un grand nombre de procédés de traitement des eaux résiduaires urbaines dont l'application dépend à la fois :

- des caractéristiques des eaux à traiter
- du degré d'épuration souhaité.

Les prétraitements et les traitements primaires sont utilisés pour l'élimination des huiles, des matières flottantes ou en suspension pour la neutralisation ou pour l'égalisation. Ils conditionnent l'eau en vue d'un traitement biologique ou en vue d'un rejet dans le milieu récepteur (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

Le choix d'un procédé de traitement ou d'une chaîne de plusieurs procédés dépendra :

- des caractéristiques de l'eau résiduaire
- de la qualité requise de l'effluent
- de la disponibilité des terrains
- du coût d'investissement et d'exploitation des filières de traitement
- de l'évolution des normes de rejets.

II. 1. Prétraitements

Avant leur traitement les eaux brutes doivent subir un prétraitement qui a pour objectifs d'extraire la plus grande quantité possible de matières pouvant gêner les traitements ultérieurs (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008).

De nature physique le prétraitement regroupe les opérations suivantes :

II. 1. 1. Dégrillage - Tamisage

II. 1. 1.1. Principe

Le dégrillage et le tamisage sont des opérations mécaniques qui consistent à arrêter et à extraire les corps solides en suspension dans l'effluent. Cette élimination est nécessaire pour assurer la protection des équipements et des conduites. Elle s'effectue par passage des eaux au travers d'une grille ou d'un tamis (OUALI, 2008 ; BOURRIER et al., 2017).

Selon l'écartement des barreaux ou la dimension des mailles, on distingue :

- 1. le pré-dégrillage :** espacement des barreaux de 30 à 100 mm (ce prétraitement est situé en amont des pompes de relevage),
- 2. le dégrillage :**
 - moyen pour des espacements de barreaux de 10 à 30 mm,
 - fin pour des espacements de barreaux de 3 à 10 mm.
- 3. le tamisage :** la taille des mailles varie de 0,1 à 3 mm.

II. 1. 1.2. Domaine d'application

Le dégrillage est souhaitable pour la plupart des effluents urbains et industriels.

Dans le cas des eaux rejetées par les industries de la viande (abattoirs, boyauderies, tanneries), par les industries agro-alimentaires et par les papeteries, ce type de prétraitement est impératif.

II. 1. 1.3. Mise en oeuvre

Le dégrillage peut être manuel ou mécanique selon l'importance du rejet :

a) Dégrillage manuel

La grille est installée généralement dans un canal d'amenée des eaux, souvent elle est inclinée entre 30 et 45° par rapport à la verticale. Le nettoyage s'effectue à l'aide d'un râteau.

Elle peut être également installée dans un poste de pompage à l'extrémité de la canalisation d'amenée des eaux, il s'agit alors d'un "panier de dégrillage", le nettoyage est alors réalisé par remontée du panier à l'aide d'un treuil.

b) Dégrillage mécanique

La grille est équipée d'un râteau motorisé, animé d'un mouvement rotatif (grille courbe) ou d'un mouvement va et vient (grille droite).

Le fonctionnement est soit réglé par horloge, ou par détection de perte de charge, soit asservi à la marche des pompes (BECHAC et al., 1984 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990 ; OUALI, 2008).

Le tamisage peut être réalisé avec un élément filtrant fixe ou mobile :

a) Tamisage à élément filtrant fixe

Les déchets retenus par le tamis sont évacués par raclage ou par gravité.

b) Tamisage à élément filtrant mobile

Il existe différentes technologies :

- tamis à tambour rotatif avec une alimentation centrale ou extérieure,
- tamis vibrant,
- tamis à toile,
- tamis à dents (BECHAC et al., 1984).

Ces prétraitements, selon que le rejet s'effectue dans un réseau d'assainissement ou directement dans la station d'épuration, sont installés à l'entrée de la station ou avant rejet dans le réseau.

II. 1. 1.4. Rendements - performances

La quantité de déchets éliminés varie selon l'espacement des barreaux, la taille des mailles, la nature des eaux.

L'élimination des matières en suspension par tamisage peut atteindre 50 %, dans le cas d'effluents provenant d'abattoirs. De plus, le tamisage permet souvent de réduire la charge organique à traiter.

II. 1. 1.5. Avantages - Inconvénients

▪ Avantages

- Le dégrillage et le tamisage permettent de protéger la station et le réseau contre les éléments solides qui pourraient nuire au bon fonctionnement : obstruction des pompes et des conduites, détérioration des organes mécaniques.
- Les grilles mécaniques permettent un décolmatage automatique et les refus sont moins humides que lorsque le dégrillage est manuel.

▪ Inconvénients

- Les grilles manuelles et les tamis à élément filtrant fixe peuvent présenter un colmatage rapide, les interventions manuelles doivent alors être fréquentes.
- Les déchets retenus lors du dégrillage et du tamisage doivent être éliminés ou valorisés dans des conditions satisfaisantes. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990)

II. 1. 1.6. Schéma général de fonctionnement

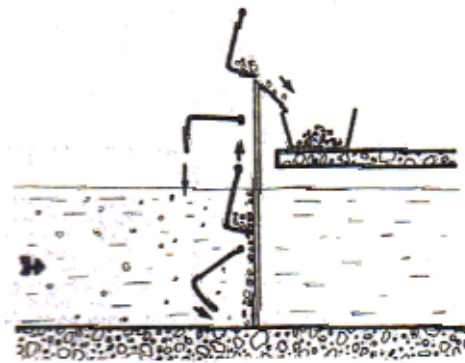


Figure 1 : Dégrillage automatique (DEGRÉMONT, 1989).

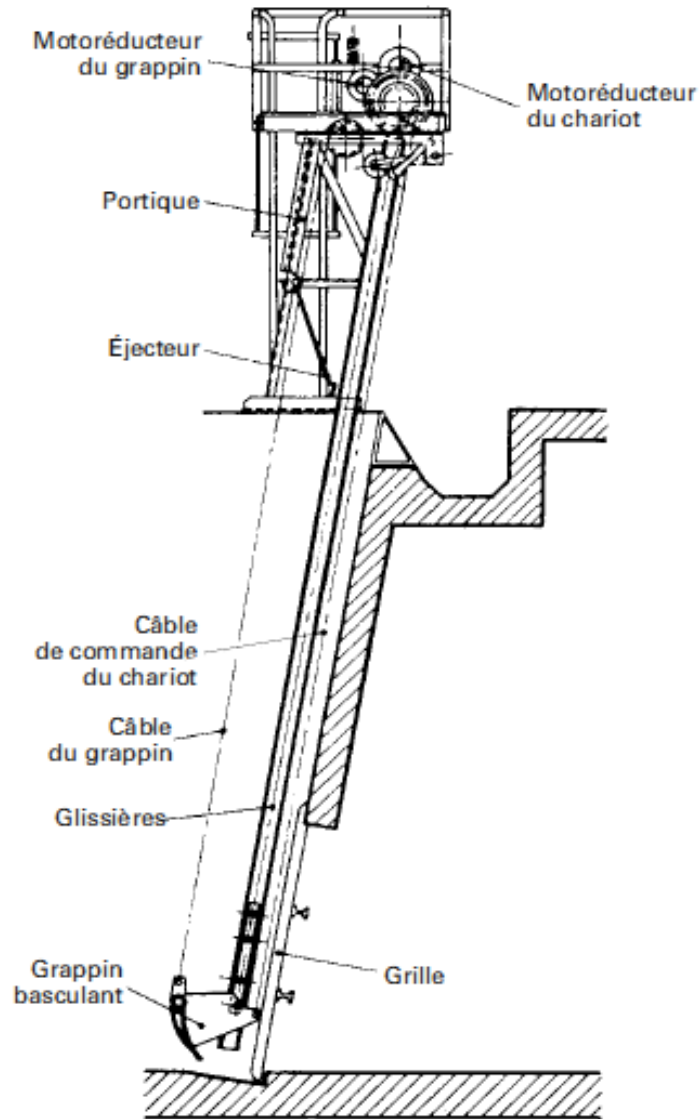


Figure 2 : Dégrileur automatique droit (DEGRÉMONT, 1989).

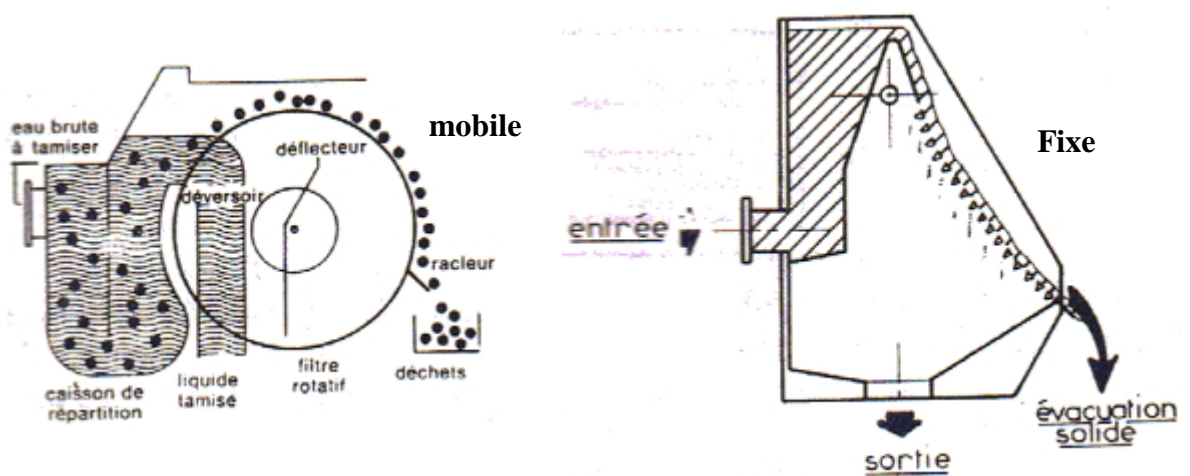


Figure 3 : Tamisage à élément filtrant fixe et mobile (DEGRÉMONT, 1989).

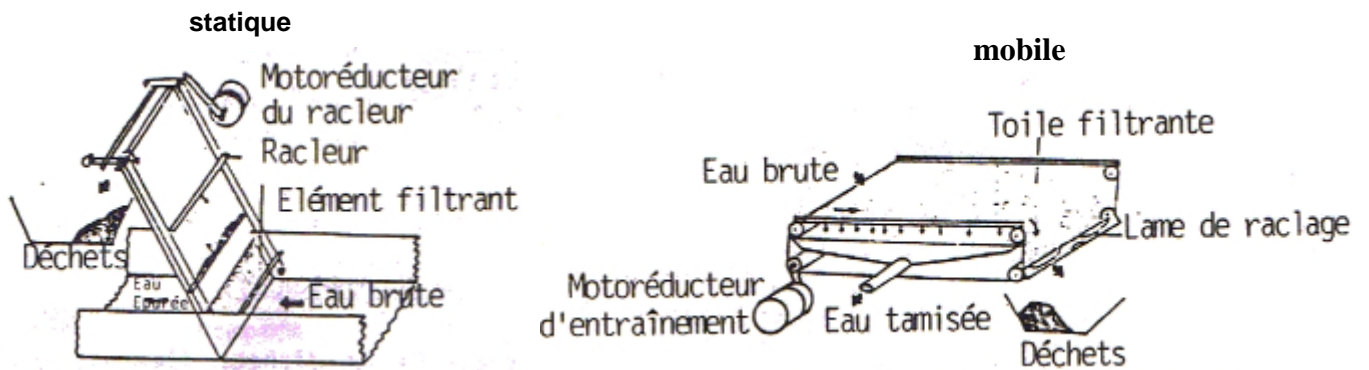


Figure 4 : Tamis à élément filtrant mobile et statique raclé (DEGRÉMONT, 1989).

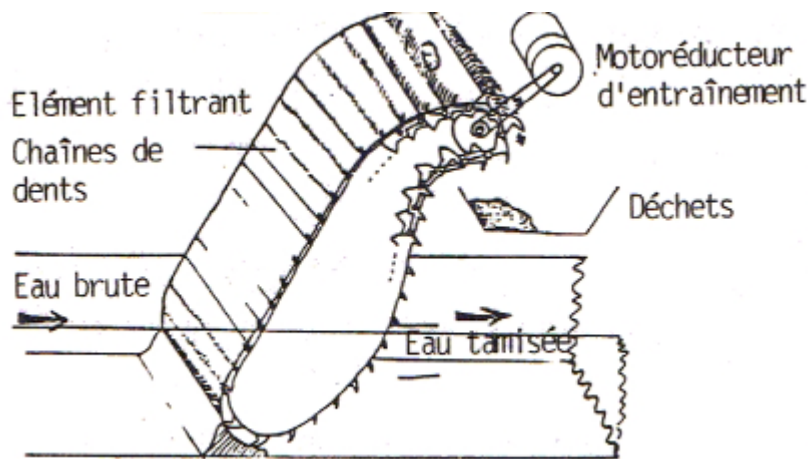


Figure 5 : Tamis à dents (DEGRÉMONT, 1989).

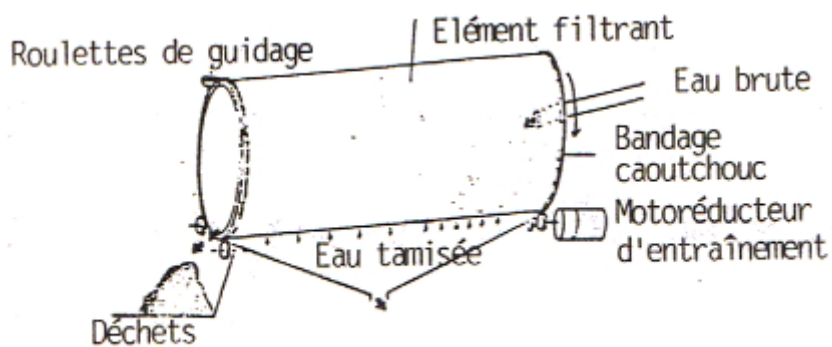


Figure 6 : Tamis à tambour rotatif « TROMMEL » Alimentation centrale (DEGRÉMONT, 1989).

II. 1. 2. Dessablage

II. 1. 2.1. Principe

Le dessablage consiste à extraire des eaux, par sédimentation, les graviers, les sables et les particules minérales, afin d'éviter les dépôts dans les ouvrages et les conduites, et afin de protéger les pompes et les autres équipements électromécaniques contre l'abrasion (BECHAC et al. 1984 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; BOURRIER et al., 2017).

II. 1. 2.2. Domaine d'application

Le dessablage s'applique particulièrement aux effluents des industries métallurgiques (fonderies, laminoirs) et mécaniques, et aux rejets des industries manipulant des produits souillés de terre : conserveries, sucreries,

II. 1. 2.3. Mise en oeuvre

En fonction de l'importance des débits à traiter, on utilise :

- **Le dessableur couloir (ou canal de dessablage)** Constitué par un chenal profilé où l'eau perd un peu de vitesse. Dans les stations importantes, on maintient la vitesse constante grâce à un déversoir à variation linéaire de débit.
- **Le dessableur circulaire** Une alimentation tangentielle, un brassage mécanique ou une insufflation d'air crée une vitesse de balayage dans le fond qui va permettre de plaquer les particules denses sur les parois et de les recueillir dans le fond conique de l'appareil.
- **Le dessableur rectangulaire aéré** Une insufflation d'air à la base du chenal provoque une rotation du liquide et évite le dépôt des matières fermentescibles, malgré le ralentissement de la vitesse d'écoulement (GAÏD, 2008).

Les sables déposés dans le fond doivent être extraits :

- par raclage manuel ou automatique à l'aide d'un pont racleur de chaînes sans fin,
- par pompe ou hydroéjecteur, soit fixe, soit mobile sur un pont roulant dans le cas d'ouvrages rectangulaires importants.

Les sables extraits peuvent être séparés des eaux qu'ils contiennent soit par décantation, soit par vis d'Archimède ou par hydrocyclonage. Dans les stations importantes, on effectue parfois un lavage final (BECHAC et al., 1984 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; GAÏD, 2008).

II. 1. 2.4. Rendements - performances

Le dessablage permet généralement d'éliminer 90 % des particules minérales de diamètre moyen supérieur à 200 microns (on dit alors que le pouvoir de coupure est de 90 % à 200 microns).

II. 1. 2.5. Avantages - inconvénients

➔ Avantages

- Le dessablage assure la protection des équipements électromécaniques de la station contre l'abrasion et réduit les dépôts dans les ouvrages et les conduites.
- L'aération du dessableur évite la rétention des matières organiques présentes dans le sable.

➔ **Inconvénients**

- En l'absence d'un dispositif d'extraction automatique, les sables retenus dans le dessableur doivent être évacués manuellement de façon régulière.
- Les sables extraits doivent être enlevés régulièrement, car leur stockage peut provoquer le développement de fermentations et d'odeurs désagréables (BECHAC et al., 1984 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

II. 1. 2.6. Schéma général de fonctionnement

VL = vitesse longitudinale d'écoulement

Vc = vitesse de chute de la particule d

Vc' = vitesse de chute de la particule d1

h = hauteur liquide

Q = débit de transit

h1 = hauteur de la particule d1

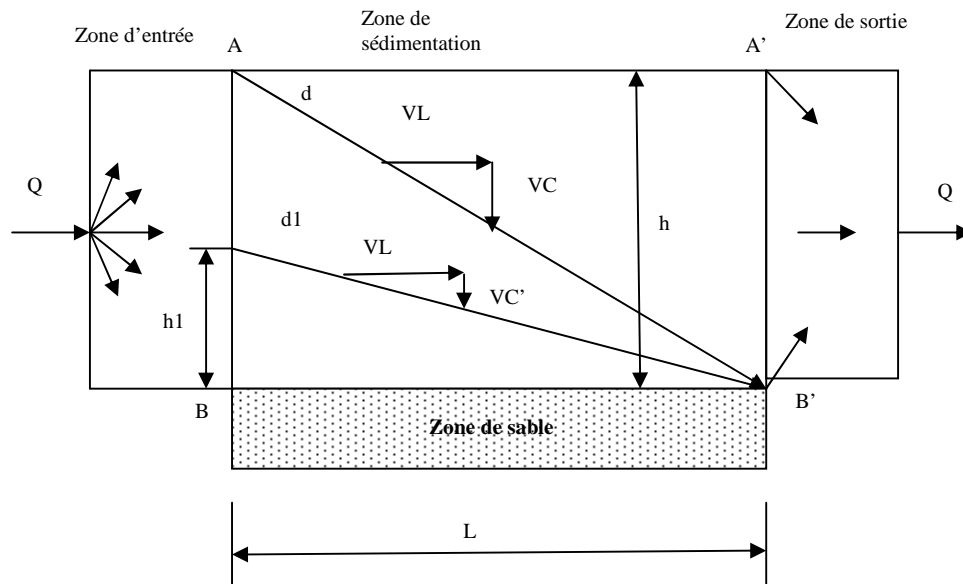


Figure 7 : Dessableur théorique (DEGRÉMONT, 1989).

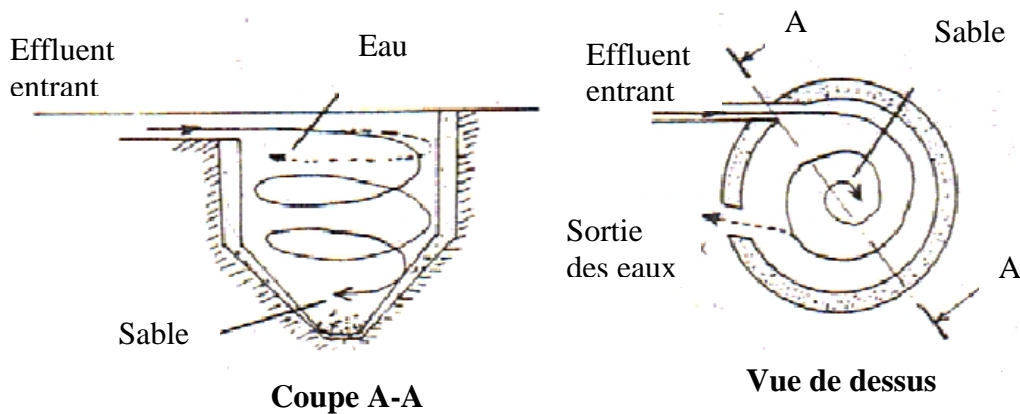


Figure 8 : Dessableur cylindro-conique à arrivée tangentielle (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

II. 1. 3. Dégraissage - Déshuilage

II. 1. 3.1. Principe

Le dégraissage consiste à séparer les graisses figées et émulsionnées présentes dans les eaux. Cette séparation peut s'effectuer par tranquillisation de l'effluent (dégraisseur statique), ou par flottation de manière à réduire la densité apparente des graisses (dégraisseur aéré). Les graisses surnageantes dans l'ouvrage sont récupérées par raclage.

Le déshuilage consiste à éliminer les huiles libres et émulsionnées présentes dans l'effluent. En général, ce traitement se déroule en deux phases :

- **Prédéshuilage** : Durant cette étape, on sépare les huiles libres ou grossièrement dispersées et de façon instable. Ce traitement s'effectue de façon gravitaire sans ajout de réactifs.
- **Déshuilage** : Durant cette seconde étape, on retient les huiles émulsionnées résiduelles. Ce traitement est réalisé à l'aide d'un agent coagulant. Le floc formé est séparé par flottation, filtration ou coalescence (ECKENFELDER, 1982 ; BECHAC et al., 1984 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; BOURRIER et al., 2017).



Photo 01: Dégraissage - Déshuilage dans la STEP de Ain Dfela. (Source Touhari)

II. 1. 3.2. Domaine d'application

Le dégraissage s'applique aux industries de la viande (abattoirs, conserverie de viande, équarrissage, ...) aux laiteries.

Cette opération est réalisée :

- avant rejet de l'effluent quand il transite dans le réseau d'assainissement pour éviter les dépôts dans les conduites,
- en amont de la station d'épuration, le dégraissage constitue un prétraitement.

Le déshuilage est utilisé :

- pour le traitement des eaux rejetées durant les différentes phases de l'industrie pétrolière : production, transport et raffinage du pétrole, pétrochimie.
- pour le traitement des eaux résiduaires, certaines industries mécaniques (sidérurgie, construction automobile, ateliers mécaniques).
- pour le traitement des eaux résiduaires de certaines industries chimiques (savonneries, fabriques de bougies).

Pour le traitement des eaux résiduaires de certaines industries agro-alimentaires (huileries, conserveries) (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

II. 1. 3.3. Mise en oeuvre

Dégraissage statique : Le dégraissage peut être réalisé dans une chambre statique équipée de cloisons siphonides. Les graisses s'accumulent dans la zone tranquille située entre les cloisons.

Dégraissage aéré : La flottation des graisses est réalisée par la diffusion de fines bulles produites au sein de l'ouvrage. Les bulles sont obtenues, soit à partir d'air surpressé, soit à l'aide de pompes émulsionneuses. L'ouvrage comprend une zone aérée et un compartiment de sédimentation latéral (BECHAC, et al. 1984 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008).

La reprise des graisses en surface s'effectue par raclage manuel ou automatique.

Les fosses de récupération doivent être équipées d'un dispositif de vidange des eaux sous-jacentes entraînées lors du raclage (GAÏD, 2008).

Remarque : Le dessablage s'effectue parfois dans le même ouvrage quand il est aéré.

Prédeshuilage.

- Déshuileur longitudinal ou circulaire s'agit d'un ouvrage de décantation statique équipé généralement d'un dispositif de raclage des boues de fond. L'huile surnageante est récupérée à l'aide d'un racleur de surface ou d'un tambour oléophile.
- Déshuileur lamellaire Dans ce cas, le décanteur est muni de plaques parallèles de manière à accroître la capacité de séparation.

Déshuilage après ajout de réactifs, les huiles floculées sont séparées par l'un des procédés suivants :

- **Déshuilage par flottation** Des microbulles d'air sont générées au sein de l'effluent et en adhérant au floc elles accroissent la vitesse ascensionnelle.
- **Déshuilage par coalescence** L'effluent flocule percole par voie ascendante au travers d'une masse granulaire de sable oleophilise. On peut également utiliser une résine oleophile sans addition de réactifs. Durant leur passage, les huiles sont concentrées sur les grains oleophiles et s'évacuent vers la partie haute du coalesceur.

La floculation lors du déshuilage peut être réalisée par adjonction de sels de fer ou d'aluminium et le grossissement du floc par addition de polyélectrolyte anionique. Cette floculation provoque la rupture de l'émulsion des hydrocarbures et la précipitation des colloïdes présents.

On peut également utiliser des polyélectrolytes cationiques, leur action est excellente sur les hydrocarbures, mais moins spécifiques sur les matières en suspension.

II. 1. 3.4. Rendements - performances

Le volume de graisses retenues varie selon le type de dégraisseur, le mode de récupération et la nature de l'effluent traité.

Les dégraisseurs aérés présentent généralement une meilleure efficacité que les dégraisseurs statiques, l'élimination des graisses est maximale pour des bulles de 0,1 à 1 mm de diamètre.

Un dégraisseur retient la majorité des graisses figées et au moins 50 % des graisses émulsionnées, si la température des eaux n'excède pas 30°C (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

Le prédéshuilage permet de réduire la teneur en huile à 25-100 mg/l, selon le degré d'émulsionnement de l'effluent. Après déshuilage, cette concentration est de l'ordre de 5 - 20 mg/l.

II. 1. 3.5. Avantages - inconvénients

▪ Avantages

Le **dégraisage** permet de protéger les réseaux contre les dépôts de graisses, et il permet d'éliminer les matières grasses difficilement biodégradables durant l'épuration biologique.

Le **déshuilage** permet également d'éliminer une grande partie des matières en suspension présentées dans l'effluent. Le déshuilage permet un traitement biologique de l'effluent afin d'éliminer la pollution résiduelle.

▪ Inconvénients

Les graisses retenues doivent être éliminées dans des conditions satisfaisantes (mise en décharge, incinération).

Le **déshuileur** lamellaire s'encrasse progressivement quand l'effluent contient des matières en suspension. L'utilisation de sels de fer ou d'aluminium lors de la floculation entraîne une production de boue parfois importante qu'il faut traiter (déshydratation, incinération).

II. 1. 3.6. Schéma général de fonctionnement

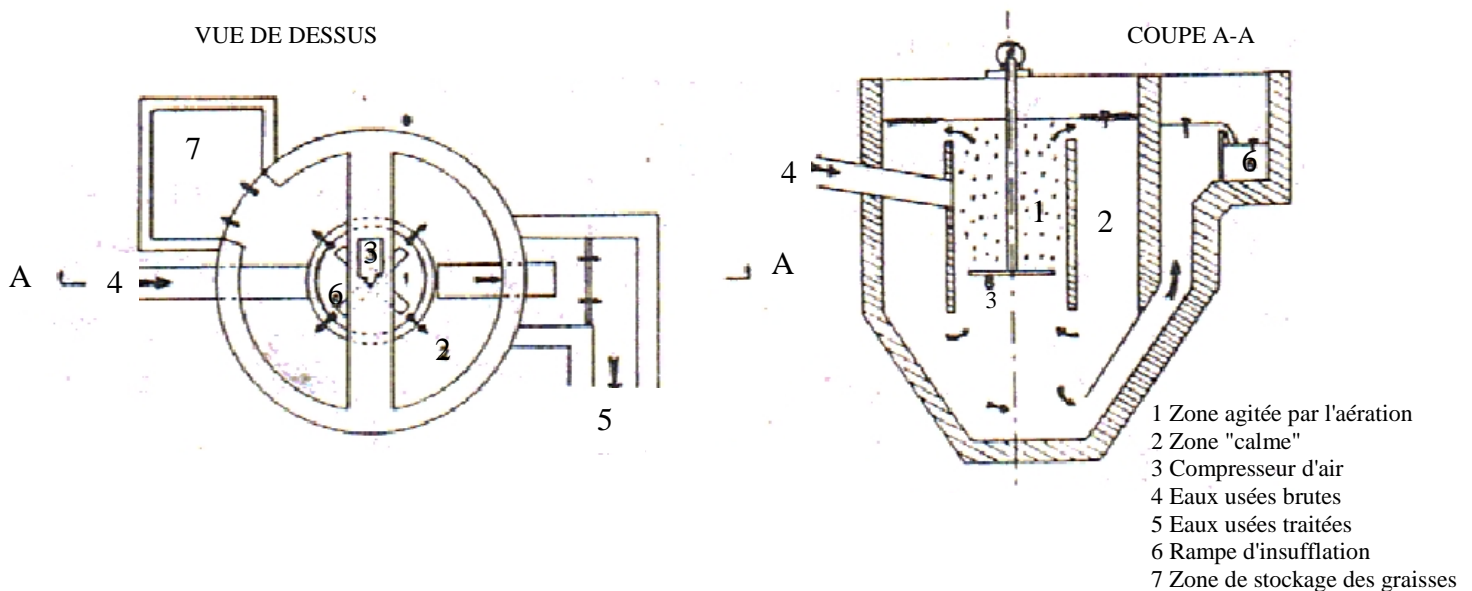


Figure 9 : Dégraisseur cylindro-conique aéré (DEGRÉMONT, 1989).

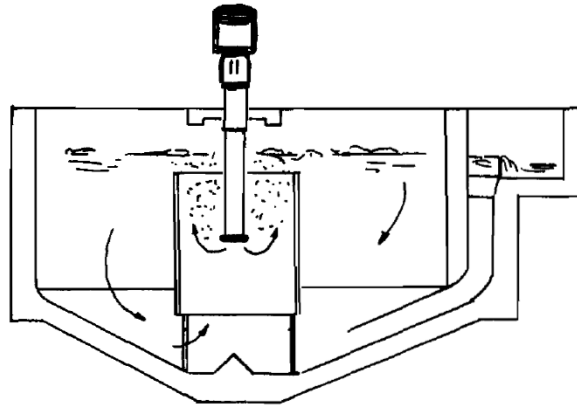


Figure 10 : Dégraisseur aéré et raclé (DEGRÉMONT, 1989).

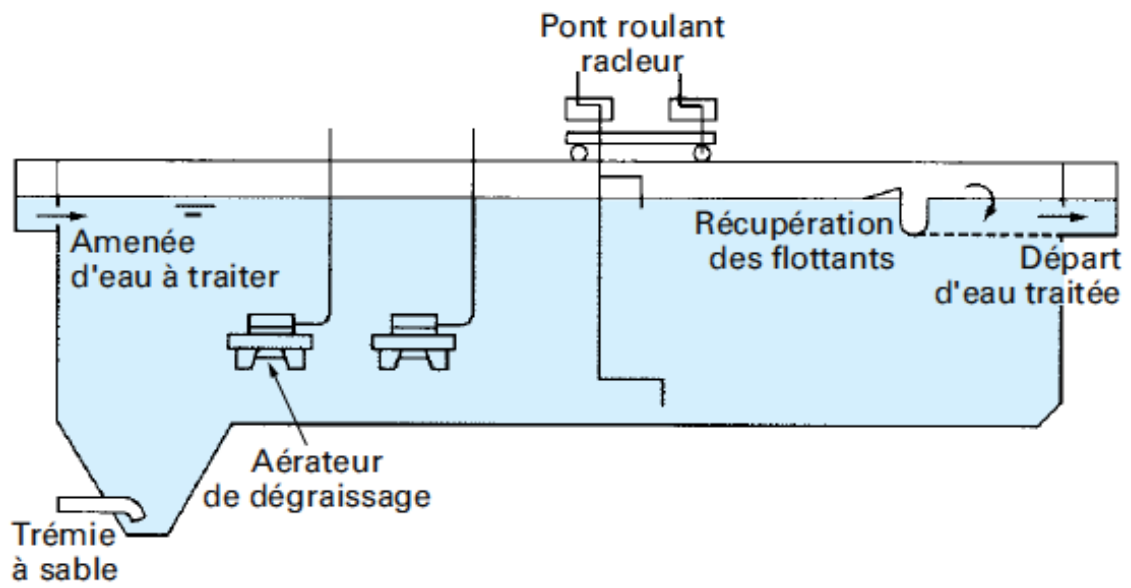


Figure 11 : dessablage-déshuilage combinés (GAÏD, 2008).

II. 1. 4. Décantation

II. 1. 4. 1. Principe

La décantation est l'élimination, sous l'action de la gravité, des particules susceptibles de se déposer qui sont contenues dans l'eau.

Ces particules peuvent être du sable, des sédiments, des précipités chimiques et le floc (ECKENFELDER, 1982 ; BECHAC et al., 1984 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; BOURRIER et al., 2017).



Photo 02: Bassin de décantation dans la STEP de Ain Dfela. (Source Touhari)

II. 1. 4. 2. Domaine d'application

La décantation a lieu dans le processus du traitement de l'eau, lors de la phase dite de clarification, après la coagulation / floculation.

Afin de permettre la production d'une eau potable ayant la turbidité la plus basse possible, la décantation réduit la teneur en matières en suspension, ce qui soulage les filtres et accroît leur temps de fonctionnement (GAÏD, 2008).

On trouve également le processus de décantation dans les stations d'épuration d'eaux usées domestiques et industrielles :

- soit avant le traitement proprement dit (boues activées, lit bactérien ...), il s'agit alors de décantation primaire,
- soit après le traitement, on parle alors de clarification (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

II. 1. 4. 3. Mise en oeuvre

La décantation s'effectue dans des bassins, appelés décanteurs, qui peuvent être rectangulaires, carrés ou circulaires. Les types les plus courants sont les décanteurs rectangulaires et les circulaires (à alimentation centrale).

1) principe

a) Décanteur rectangulaire, écoulement rectiligne

b) Décanteur circulaire a alimentation centrale

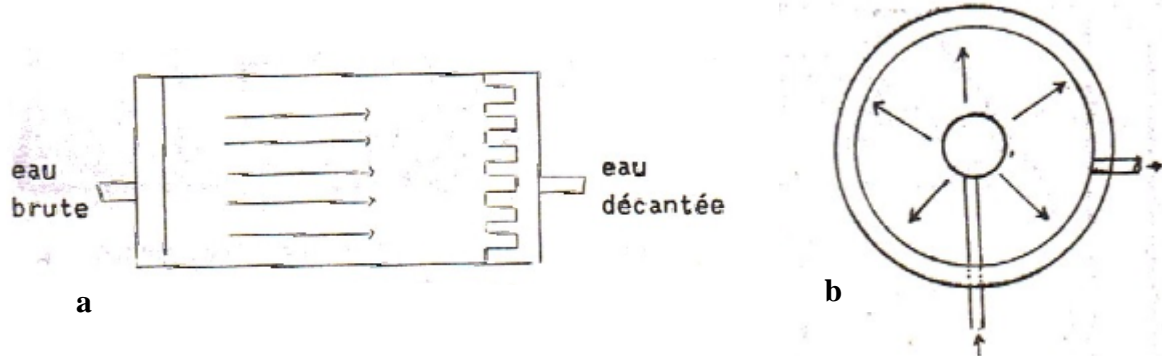


Figure 12 : Décanteur rectangulaire (écoulement rectiligne) et circulaire (alimentation centrale) (DEGRÉMONT, 1989).

2) appareillage

A. Décanteurs statiques

1. Décanteur cylindro-conique

1 Arrivée d'eau brute

2 Eau décantée

3 Purge

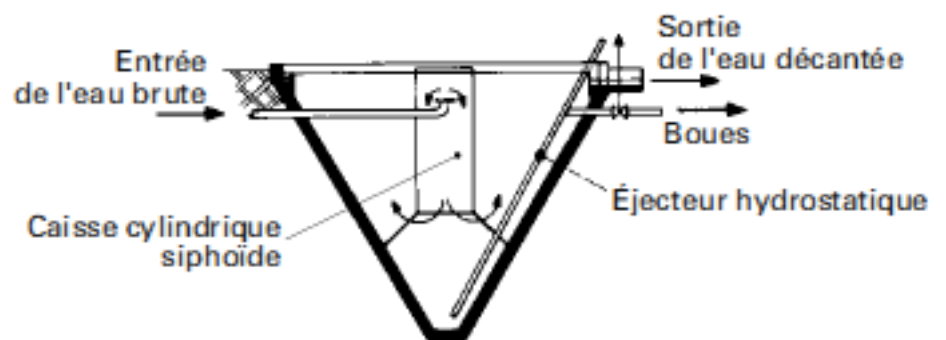


Figure 13 : Décanteur cylindro-conique (GAÏD, 2008).

Ce type de décanteur est utilisé pour des faibles débits allant jusqu'à 20 m³/h en traitement chimique des eaux. En épuration des eaux usées, il peut servir à traiter les rejets d'une population n'excédant pas 1000 à 2000 habitants.

La pente de la partie conique sera comprise entre 45 et 65° selon la nature des eaux (GAÏD, 2008).

La vitesse ascensionnelle moyenne est de 0,5 à 1 m/h. Pour que les boues se déposent, il faut que la vitesse de sédimentation soit supérieure ces valeurs.

2. Décanteur statique a flux horizontal

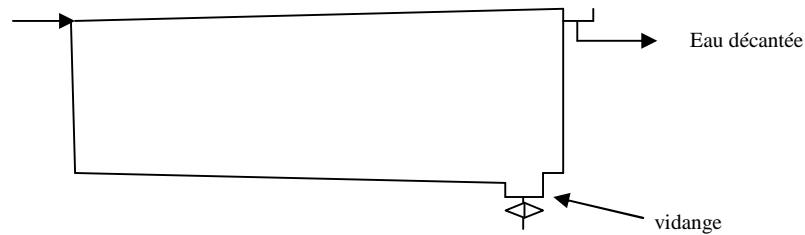


Figure 14 : Décanteur statique a flux horizontal (DEGRÉMONT, 1989).

Ce type de décanteur nécessite une grande surface de décantation (en m^2) égale à 1 ou 2 fois le débit horaire en m^3 . Cela exige de grandes surfaces et un génie civil important. L'évacuation des boues ne peut se faire que par vidange totale, ce qui suppose un faible volume de boues.

B. Décanteurs à lit de boues

Dans ce type de décanteur, les boues sont maintenues en suspension régulière par une introduction intermittente d'eau (système pulse). La vitesse d'injection de l'eau ne doit pas dépasser celle entraînant la désagrégation du lit de boues, dont la cohésion peut être améliorée par l'emploi judicieux d'un adjuvant (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990 ; GAÏD, 2008).

La vitesse ascensionnelle peut atteindre 2 à 3 m/h.

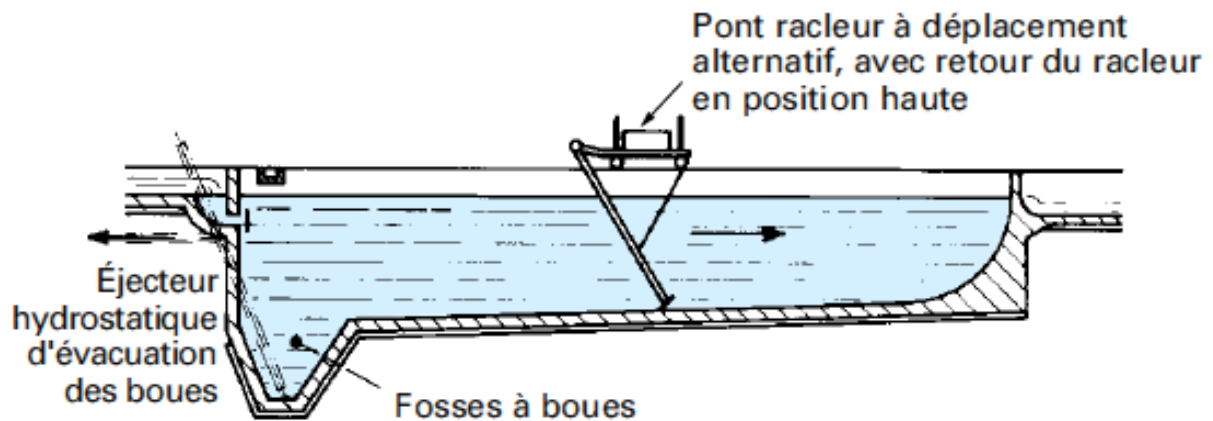


Figure 15 : Décanteur rectangulaire avec raclage de boues (GAÏD, 2008).

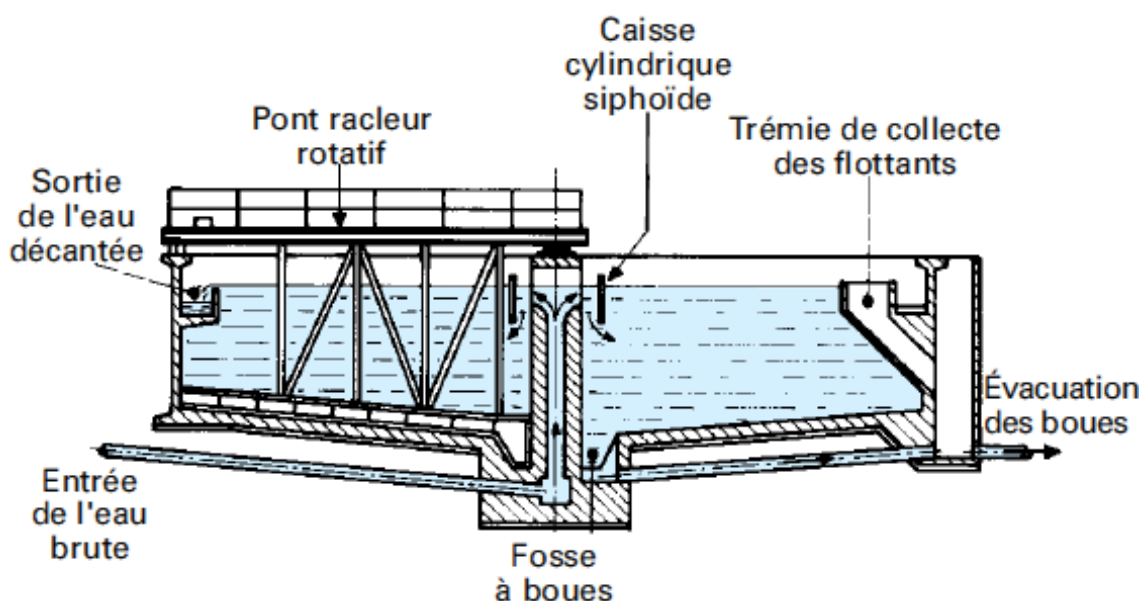


Figure 16 : Décanteur circulaire a lit de boues (GAÏD, 2008).

II. 1. 5. Coagulation - Flocculation

De nombreuses eaux brutes fortement polluées en matières organiques et matières en suspension imposent la mise en oeuvre d'un traitement physico-chimique.

A l'origine de la flocculation, on trouve des paramètres fondamentaux de la qualité des eaux tels que :

- la couleur, essentiellement due aux substances humiques et fulviques issues de la décomposition des matières végétales, mais aussi aux précipitations du fer et du manganèse,
- la turbidité qui s'explique par la présence dans l'eau de colloïdes et de matières en suspension finement divisées tels que les argiles, limons, grains de silice.

La flocculation est généralement précédée d'une phase initiale de coagulation qui consiste à l'introduction et au mélange d'un réactif avec l'eau brute.

Ce traitement intervient fréquemment pour la production des eaux destinées à la consommation et dans le traitement des eaux industrielles (préparation des eaux de fabrication et épuration des eaux résiduaires).

II. 1. 5. 1. Principe

La coagulation consiste à déstabiliser les suspensions colloïdales :

- 1) en neutralisant les charges superficielles des colloïdes généralement négatives, par un apport de charge de signe contraire (apport réalisé par l'injection d'un produit chimique),
- 2) en générant un précipité qui permet d'éliminer le réactif introduit et les particules colloïdales (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

Le produit utilisé, dit coagulant, est généralement un sel de fer ou d'aluminium.

Son introduction dans l'eau doit s'accompagner d'une agitation rapide afin d'assurer sa parfaite dispersion.

La flocculation quant a elle, a pour but d'accroître par agglomération, le volume, le poids et la cohésion de l'agglomérat formé (floc).

Ce grossissement est obtenu par la création d'une turbulence modérée afin d'augmenter les chances de rencontre du floc déjà formé. On a quelquefois recours à un produit appelé "floculant" ou adjuvant de floculation qui permet une meilleure efficacité et augmente la vitesse de sédimentation en floc. La coagulation et la floculation sont intimement liées et constituent un phénomène relativement complexe et délicat dans sa mise en oeuvre.

II. 1. 5. 2. Mise en oeuvre

Le temps de coagulation est très court (de l'ordre de 1 s), si bien que le temps de contact dans le mélangeur statique (diaphragme, cône, coude) ou rapide (pale) ne dure que de 2 à 3 minutes.

Les flocculateurs ont des volumes représentant 15 à 30 minutes de temps de séjour. L'agitation y est obtenue soit par le mouvement hydraulique de l'eau à travers des chicanes ou pales perforées, soit par un agitateur à pales tournant dans l'eau, ou par une turbine lente.

On trouve également des appareils combinés constitués de deux parties distinctes :

- dans la première zone est assurée la coagulation par une agitation rapide,
- la floculation est obtenue dans la deuxième partie du réacteur, grâce à une agitation lente.

La méthode universelle la plus sûre et la plus rationnelle pour déterminer la nature du réactif à utiliser et la quantité à mettre en oeuvre est "l'essai de floculation" ou "jar-test" qui reproduit à petite échelle le processus de coagulation - floculation - décantation.

La mesure du potentiel Zeta peut également permettre la détermination de la dose de réactif à introduire (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

Le choix des réactifs doit tenir compte de plusieurs facteurs :

- nature et qualité de l'eau à traiter,
- variations de la qualité de l'eau à traité,
- critères de qualité et destination de l'eau traitée,
- choix de la filière de traitement.

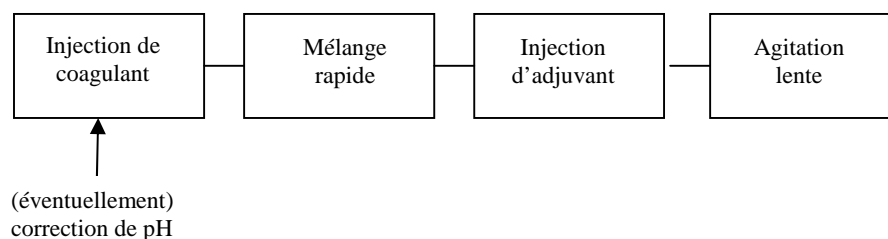


Figure 17 : principe de coagulation.

II. 1. 5. 3. Contrôle des paramètres de la Coagulation

Le pH du milieu joue un rôle essentiel dans le processus de coagulation - floculation, et il existe pour chaque type d'eau et pour chaque réactif un pH optimal. Dans certains cas, un ajustement du pH peut s'avérer nécessaire. L'efficacité du traitement n'est guère facile à apprécier avant l'étape de décantation. Une mesure de la turbidité de l'eau décantée donne une très bonne idée de la qualité de la floculation.

Les principales variables permettant d'agir sur le processus d'action sont :

- la nature du coagulant et du flocculant,
- la dose des réactifs introduits,
- le pH,
- les conditions et la durée d'agitation.

II. 1. 5. 4. Réactifs

Les réactifs coagulants les plus communément utilisés sont à base de sels d'aluminium ou de fer. On peut également utiliser des produits de synthèse, tels que les poly électrolytes cationiques.

Dans la pratique on trouve :

- sulfate d'aluminium : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18 \text{H}_2\text{O}$ - pH optimum : 6,6 - zone pH : 5 - 8
- chlorure ferrique : $\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}$ - pH optimum : 5,5 - zone pH : 4 - 7
- polymère d'aluminium : (PCBA, WAC, aqualenc, ...)
- sulfate ferrique : $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ - pH optimum : 8 zone pH : 5 - 9

La correction de pH lorsqu'elle est nécessaire peut être obtenue par l'ajout de réactifs basiques ou acides :

- la chaux : $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (sous forme de lait ou eau de chaux)
- la soude caustique : NaOH
- le carbonate de soude : $\text{Na}_2 \text{CO}_3$
- l'acide sulfurique : H_2SO_4
- le gaz carbonique : CO_2

Les flocculants appelés aussi adjuvants de coagulation ou encore adjuvants de floculation sont des réactifs destinés à améliorer l'action du coagulant. Ces produits peuvent se différencier par leur nature (organique ou minérale), leur origine (naturelle ou synthétique) le signe de leur charge électrique (anionique, cationique, non ionique). Les flocculants les plus utilisés sont :

- la silice activée, — l'alginate, — les polymères de synthèse (polyamide, polyacrylamide).

II. 1.5.5. Application dans le domaine des eaux usées industrielles

Les eaux usées industrielles présentant des quantités de DBO solubles importantes ne seront pas traitées par ce procédé. En effet, ce dernier n'a pas d'effet épuratoire sur la DBO soluble.

Dans le traitement des eaux usées de l'industrie textile, la coagulation est utilisée pour l'élimination de la coloration (tableau 4).

Tableau 4 : Coagulation des eaux usées de l'industrie textile. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

Station	Coagulant	Dosage (mg/l)	pH	Coloration (2)		DCO	
				Eaux brutes	% Éliminé	Eaux brutes (mg/l)	% Éliminé
1	Fe ₂ (SO ₄) ₃	250	7,5-11,0	0,25	90	584	33
	Alun (1)	300	5-9		86		39
	Chaux	1.200			68		30
2	Fe ₂ (SO ₄) ₃	500	3-4/9-11	0,74	89	840	49
	Alun (1)	500	8,5-10		89		40
	Chaux	2.000			65		40
3	Fe ₂ (SO ₄) ₃	250	9,5-11	1,84	95	825	38
	Alun (1)	250	6-9		95		31
	Chaux	600			78		50
4	Fe ₂ (SO ₄) ₃	1.000	9-11	4,6	87	1.570	31
	Alun (1)	750	5-6		89		44
	Chaux	2.500			87		44

(1) Al₂(SO₄)₃ 18H₂O

(2) La coloration est la somme des absorbances mesurées à 450, 550 et 650 um.

Il faut noter que le choix du réactif repose aussi sur l'incidence qu'il a au niveau du traitement des boues : quantité produite et qualité.

Des résultats obtenus sur eaux usées de l'industrie de la pâte à papier sont présentés en tableau 5.

Tableau 5 : Élimination de la coloration d'eaux usées de l'industrie des pâtes à papier. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

Station	Coagulant	Dosage (mg/l)	pH	Coloration (2)		DCO	
				Eaux brutes	% Éliminé	Eaux brutes (mg/l)	% Éliminé
1	Fe ₂ (SO ₄) ₃	500	3,5-4,5	2.250	92	776	60
	Alun (1)	400	4,0-5,0		92		53
	Chaux	1.500			92		38
2	Fe ₂ (SO ₄) ₃	275	3,5-4,5	1.470	91	480	53
	Alun (1)	250	4,0-5,5		93		48
	Chaux	1.000			85		45
3	Fe ₂ (SO ₄) ₃	250	4,5-5,5	940	85	468	53
	Alun (1)	250	5,0-6,5		91		44
	Chaux	1.000			85		40

(1) Al₂(SO₄)₃ 18H₂O

(2) Unité Pt-Co.

II. 1. 5. 6. Schéma général de fonctionnement

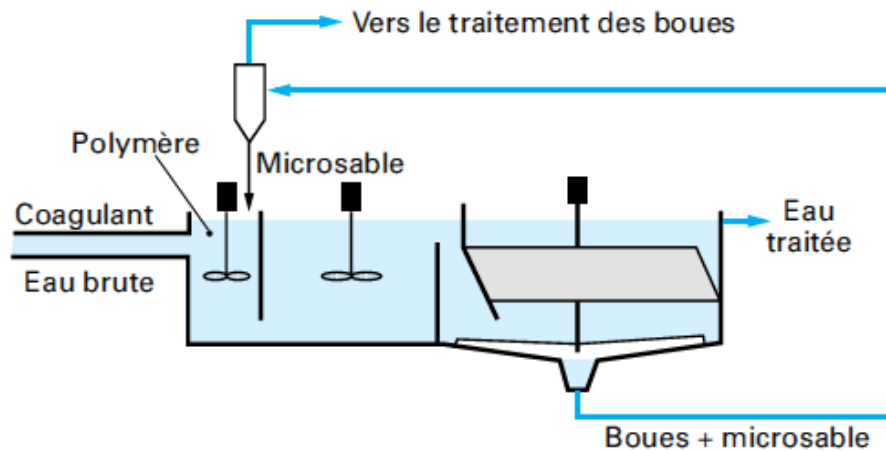


Figure 18 : Chambre de mélange avec agitation rapide à hélice (OTV, 1997).

II. 2. Principes des traitements biologiques

Les traitements biologiques ont pour but d'éliminer la matière organique dissoute par action de bactéries et de micro-organismes.

Un grand nombre de micro-organismes sont capables de métaboliser la matière organique et, par conséquent, de conduire à l'épuration des eaux usées chargées en matières organiques biodégradables.

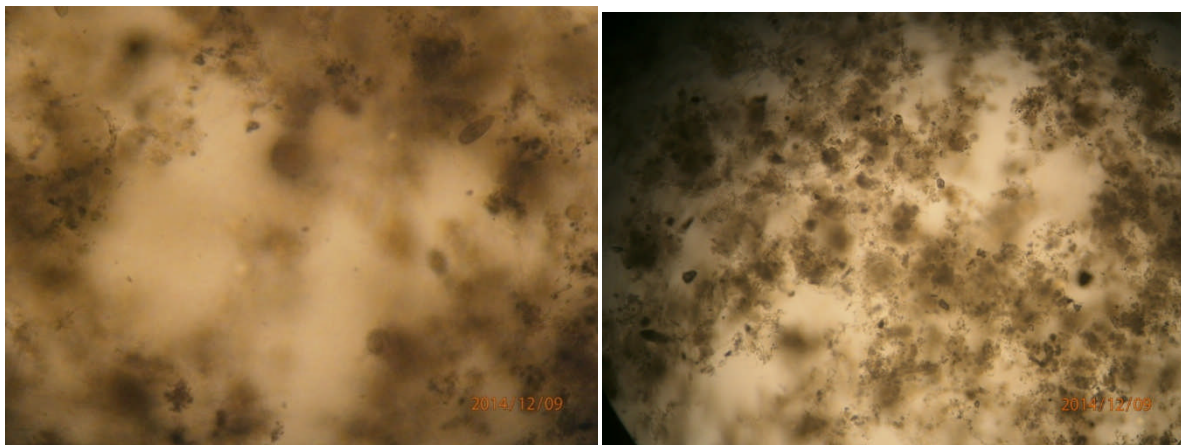


Photo 03 : vue microscopique d'un flocc bactérien de la boue activée à la STEP de Ain Defla. (Source Touhari)

On peut grossièrement classer les micro-organismes en :

- germes aérobies qui exigent de l'oxygène pour assurer leur métabolisme,
- germes anaérobies qui tirent leurs besoins énergétiques de la matière organique en l'absence d'oxygène,
- germes aérobies facultatifs, qui ont un métabolisme aérobie en présence d'oxygène et un métabolisme anaérobie en l'absence d'oxygène.

La majorité des micro-organismes présents dans les procédés d'épuration biologique sont du type facultatif (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; GAÏD, 2008).

II. 2.1. Métabolisme aérobie

II. 2.1.1. Mécanismes

Schématiquement, les mécanismes de métabolisation aérobie peuvent être présentés ainsi :

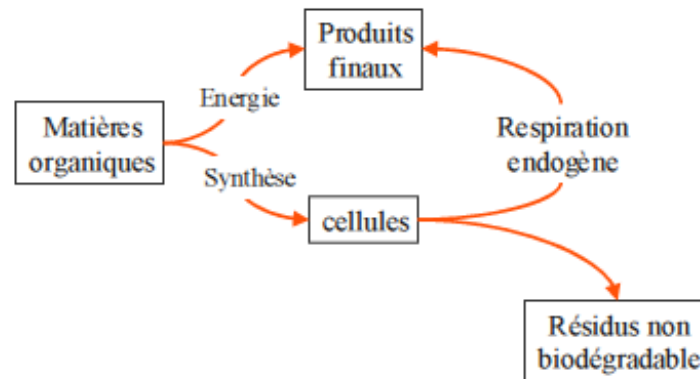


Figure 19 : Mécanismes de la métabolisation aérobie (DHAOUADI, 2008).

En ce qui concerne la bio-oxydation aérobie, on peut fournir le schéma suivant :

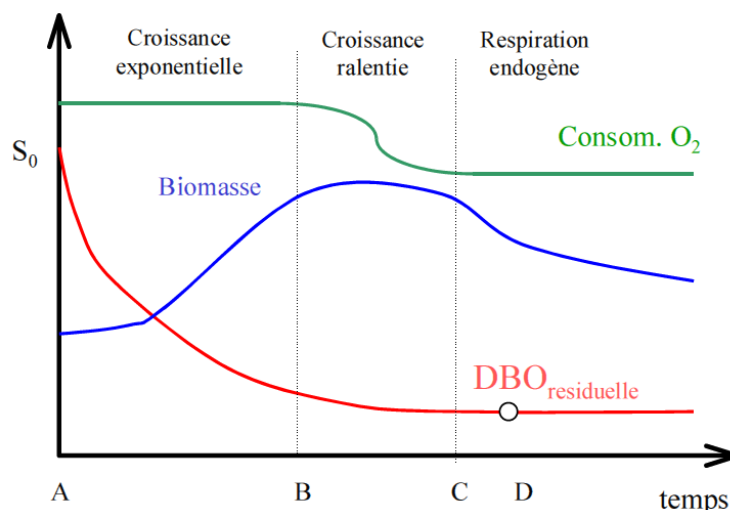


Figure 20 : Représentation schématique de la l'épuration, la croissance et l'oxydation de la boue (DHAOUADI, 2008).

II. 2.1.2. Facteurs influençant le métabolisme aérobie

a) Besoins en nutriments

Le développement normal d'une communauté bactérienne requiert la présence d'azote, de phosphore et d'un certain nombre d'oligoéléments. Ces derniers sont généralement présents en quantité suffisante dans les eaux résiduaires. Par contre les eaux résiduaires sont très souvent carencées en azote et phosphore.

Dans le cas d'une épuration mixte, l'excès de phosphore et d'azote des eaux urbaines peut compenser la carence de l'eau usée industrielle.

La quantité d'azote et de phosphore nécessaire est liée à la composition chimique de la biomasse. La biomasse active contient 12,3 % d'azote et 2,6 % de phosphore.

Pour être utilisé, l'azote doit se trouver sous forme assimilable par les micro-organismes. L'azote ammoniacal et les nitrates sont assimilables. L'azote organique doit préalablement être hydrolysé (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; GAÏD, 2008 ; DHAOUADI, 2008).

b) Influence de la température

Un des effets les plus importants dans le choix d'un procédé d'épuration est l'influence de la température sur les performances du procédé.

Dans beaucoup de cas, la teneur en matières en suspension des eaux traitées est plus élevée à faible température. L'activité microbienne aérobie est optimale à 38°C. A température plus élevée, la vitesse de réaction diminue et les matières en suspension dans l'effluent augmentent.

c) Influence du pH

La plupart des procédés biologiques ont un domaine optimum de pH compris entre 6,5 et 8,5. En dehors de cette plage, les performances sont réduites.

d) Effets toxiques

On peut classer les composés toxiques ou inhibiteurs en 3 catégories :

- les composés organiques toxiques à fortes doses mais biodégradables à faibles concentrations (cas du phénol),
- la plupart des métaux lourds sont toxiques. Mais après adaptation, des concentrations relativement élevées (de l'ordre de 1 à 5 mg/l selon le métal) peuvent être tolérées,
- de fortes teneurs en sels dissous peuvent inhiber l'activité microbienne. La concentration maximum admissible est de 1,6 g/l pour l'ammoniac à pH 7 et de 16 g/l pour les chlorures (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

II. 2.2. Métabolisme anaérobie

Les procédés anaérobies sont utilisés pour la stabilisation des boues organiques ou de substrats solubles. Ces derniers sont transformés en gaz comme l'indique la figure 21.

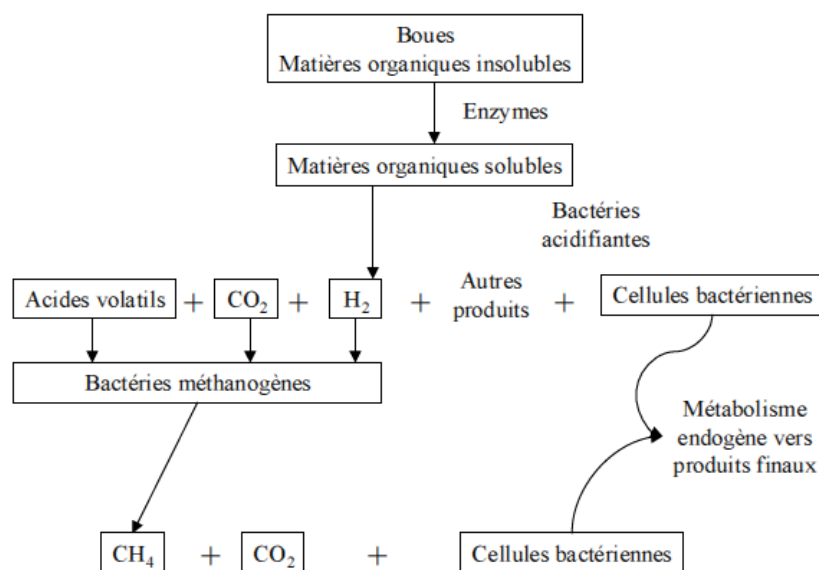


Figure 21 : Mécanisme de la digestion anaérobie des boues (DHAOUADI, 2008).

Le succès de la digestion anaérobie dépend du maintien d'un équilibre entre les diverses phases de la digestion. Comme la vitesse de fermentation méthanique contrôle la cinétique globale de la digestion, il est essentiel d'approfondir les conditions que réclame cette fermentation (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

II. 2.3. Techniques d'épuration biologique

Il existe différents types de procédés d'épuration par voie biologique.

II. 2.3.1. Lagunages

II. 2.3.1.1. Lagunes et étangs de stabilisation

Les bassins de stabilisation et les procédés par lagunage sont les méthodes de traitement les plus communes lorsqu'on dispose de grandes surfaces de terrain.

Les étangs peuvent être classés en deux types : les bassins de stockage et d'infiltration et les lagunes à écoulement.

Dans le premier type, il n'y a pas de rejet.

Dans ce cas, le volume de la lagune est égal au volume de l'eau à traiter moins les pertes par évaporation et infiltration.

Les lagunes de stockage, nécessitant des surfaces importantes de terrain, sont généralement utilisées pour le traitement des eaux usées industrielles à débit journalier très faible et dans les régions où les pertes par évaporation sont élevées. Ce type de traitement est également bien adapté pour les traitements des rejets saisonniers (conserveries, sucreries, distilleries) et dans les situations où il est nécessaire de régulariser la salinité des eaux avant rejet dans le milieu naturel (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

Les étangs à écoulement peuvent être classés en 3 groupes selon la nature de l'épuration biologique qui s'y développe.

1) Étangs aérobies à algues

Dans ce type de lagune, l'oxygène nécessaire pour satisfaire la DBO_5 est fourni par les algues. La lumière solaire étant essentielle à la production d'oxygène par photosynthèse, la profondeur des bassins de ce type ne dépasse guère 0,45 m.

Cette faible profondeur conduit souvent à divers problèmes :

- envahissement par les plantes aquatiques supérieures qui attirent les moustiques,
- problème de température (particulièrement dans les régions à fort ensoleillement) qui, quand elle devient trop forte, inhibe la croissance de certaines algues et empêche l'oxygène de se dissoudre (dissolution de l'oxygène inversement proportionnel à la température),
- sensibilité aux à-coups de charges (faible dilution).

Pour maintenir dans des conditions aérobies l'ensemble du bassin, il est nécessaire de brasser ce dernier quelques heures par jour. En effet, en l'absence de mélange, il se produit des stratifications avec accumulation d'algues immobiles en surface empêchant la lumière de pénétrer.

Ce type de lagunage est limité au traitement des eaux non toxiques pour les algues et lorsque la production d'algues peut être mise en profit.

En fait, compte-tenu des problèmes d'exploitation rencontrés, ce type de lagunage est peu utilisé (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

2) Étangs facultatifs (étangs naturels)

Ceux-ci sont composés d'une couche aérobie en surface et d'une couche anaérobie dans le fond du bassin. La zone intermédiaire est dite facultative puisqu'elle contient de l'oxygène pendant la journée et est anaérobie la nuit.

La profondeur de ces étangs est comprise entre 1 m et 1,8 m.

A l'heure actuelle, ce type de lagunage est le plus répandu (90 % du système lagunaire mondial).

Au sein de ce type de lagune, se superposent des processus d'oxydation et de dilution.

Dès son admission, dans une enceinte à faible courant, l'eau abandonne par décantation, les particules solides en suspension, les sels minéraux pouvant précipiter par réactions chimiques ou biochimiques ; le mélange de ces différents dépôts constitue un biotope où prolifère une faune spécifique (zone anaérobie).

La capacité des bassins étant très importante par rapport au volume d'eau admis, on assiste à un phénomène de dilution de l'effluent. Si les bassins sont bien conçus, il ne devrait pas y avoir de problèmes quant à l'apport subit d'une quantité importante de matières polluantes. Compte-tenu de ce phénomène de dilution, le lagunage facultatif permet donc d'encaisser les pointes de pollution qui sont caractéristiques des effluents industriels.

La colonisation du milieu lagunaire s'effectue naturellement par l'air, le vent, les oiseaux et les animaux aquatiques.

Les espèces présentes dans les lagunes facultatives sont très nombreuses et varient en fonction des effluents traités, du climat, des conditions de charge appliquées et de la profondeur d'eau. Des complémentarités ainsi que des antagonismes s'établissent entre les espèces et leurs groupements. On rencontre dans les bassins, à la fois, des bactéries, des microalgues planctoniques libres ou fixées, des microorganismes (zooplanctons libres, organismes détritivores, microphages) et parfois des poissons (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

3) Étangs anaérobies

Dans ce cas, la charge appliquée est telle que l'ensemble du bassin est maintenue en anaérobiose. Généralement, il s'agit de bassins dont la profondeur dépasse 2,5 m.

Dans le cas de lagunes anaérobies, les rendements ne dépassent guère 70% .Ce degré d'épuration est généralement trop faible pour envisager un rejet dans le milieu naturel. Pour cette raison, ces étangs sont généralement suivis d'une lagune aérobie ou d'une lagune facultative.

Les critères de dimensionnement des divers types de bassins de stabilisation sont précisés dans le tableau 6.

Tableau 6 : Caractéristiques des lagunes et des bassins de stabilisation. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

	Aérobie	Facultatif	Anaérobie
Profondeur (m)	0,2 - 0,45	1 - 1,8	2,5 - 5
Temps de séjour (j)	2 - 6	7-50	5-50
Charge (kg DB0₅/ha x j)	111 - 222	22 - 55	280 - 4500
Rendement (% DB0₅)	80 - 95	70 - 95	50 - 80
Concentration en algue (mq/1)	100	10 - 50	Nulle

II. 2.3.1.2. Lagunes aérées

Une lagune aérée est un bassin relativement profond (3 à 4 m) dans lequel l'oxygénation est réalisée par des aérations mécaniques ou par diffuseurs.

Il existe deux types de lagunes aérées :

- Les lagunes aérobies dans lesquelles l'oxygène et les matières en suspension sont uniformément réparties dans tout le bassin.

Ce procédé peut être considéré comme un réacteur à boues activées à écoulement piston et sans recirculation des boues. La teneur en matières en suspension de l'effluent est donc identique à celle du bassin aéré. Il est donc nécessaire d'adjoindre à la lagune aérée un bassin de décantation et un traitement des boues.

- Les lagunes facultatives dans lesquelles l'oxygène n'est présent que dans les couches supérieures et où seule une partie des matières solides sont maintenues en suspension. Une partie de ces MES décante au fond et entre en fermentation anaérobie.

Pour obtenir un effluent bien clarifié, il est nécessaire d'ajouter une lagune de décantation par un cloisonnement adéquat de la lagune.

Ces deux types de lagunage se distinguent principalement par la puissance installée dans le bassin.

Dans le premier cas (lagune aérobie), la puissance installée doit être suffisamment élevée pour maintenir toutes les matières solides en suspension ; cette puissance varie de 3 à 5 w/m³ de bassin.

Dans le deuxième cas (lagune facultative), la puissance installée doit uniquement assurer la dispersion et le mélange de l'oxygène dans le bassin. Généralement 0,8 à 1 w/m³ suffisent (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

II. 2.3.1.3. Exploitation et entretien des lagunes

Le caractère rustique du lagunage lui confère une grande autonomie de fonctionnement, et permet une certaine souplesse pour l'accomplissement des opérations de maintenance.

Il est cependant inexact de penser qu'un lagunage puisse fonctionner de manière pérenne en l'absence totale d'interventions humaines. Il est impératif de procéder à des opérations régulières d'entretien pour garantir un bon écoulement des eaux dans l'installation, maintenir ses performances épuratoires et préserver son accessibilité et son intégration au site (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

Les différentes tâches à réaliser sont :

- la surveillance des équipements mécaniques et électromécaniques (cas des lagunes aérées),
- l'élimination des flottants,

- l'entretien des digues et des accès,
- le curage périodique des bassins et l'élimination des boues.

La grande majorité des tâches régulières de maintenance peut être effectuée sans recourir à l'aide des techniciens spécialisés et ne fait appel qu'à des matériels facilement disponibles.

II. 2.3.2. Lits bactériens

II. 2.3.2.1. Principe

Ce traitement a pour but l'élimination des matières organiques biodégradables et la nitrification de l'azote contenu dans une eau usée.

Le procédé consiste à alimenter en eau préalablement décantée un ouvrage contenant une masse de matériaux servant de support aux microorganismes épurateurs qui y forment un film biologique.

La nature du garnissage définit :

- Le mode d'alimentation (par arrosage ou submersion) de l'ouvrage,
- Le mode d'aération (naturel ou par insufflation d'air surpressé),
- Le mode de clarification de l'eau épurée (par décantation secondaire ou par filtration),
- Le mode d'extraction des boues biologiques en excès (par pompage dans le décanteur secondaire ou par lavage cyclique du garnissage).

On dissocie ainsi les lits bactériens à ruissellement ou alvéolés et les lits bactériens granulaires ou immergés (BECHAC, 1984 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008 ; GAÏD, 2008 ; OUALI, 2008).

II. 2.3.2.2. Domaine d'application

Les lits bactériens alvéolaires sont classiquement utilisés pour :

- Le traitement complet des effluents urbains,
- Le traitement des effluents agro-alimentaires,
- La première étape de traitement des effluents agro-alimentaires en vue de réduire les dimensions du traitement principal par boues activées.

Les lits immergés de conception plus récente sont adaptés pour :

- Le traitement des effluents urbains,
- La nitrification tertiaire d'effluents urbains clarifiés,
- Le traitement d'effluents industriels spécifiques (agro-alimentaires, parfumeries),
- La nitrification des eaux potables.

II. 2.3.2.3. Mise en oeuvre

4. Lit bactérien alvéolaire

Le garnissage peut être traditionnel (pouzzolane, cailloux concassés) ou plastique (en vrac ou ordonné sous formes de tubes ou de modules). Ce support immobile et non immergé est arrosé par l'eau à traiter. Un simple tirage d'air à travers la masse assure l'aération naturelle à contre-courant. La séparation finale des particules de film biologique et de l'eau traitée est réalisée dans un décanteur secondaire d'où seront extraites les boues biologiques en excès.

Une recirculation d'eau traitée est nécessaire pour maintenir des conditions suffisantes d'autocurage du lit bactérien et de dilution de l'effluent à traiter.

5. Lit bactérien immergé

Deux types de procédés existent :

- Les lits immergés, mobiles ou fluidisés, utilisent des matériaux de très faible granulométrie (sable ou charbon actif, de taille 0,3 à 1,5 mm en général), maintenus en expansion par une vitesse hydraulique élevée (20 à 60 m/h). L'oxygénation du milieu est obtenue par prédissolution d'oxygène dans l'effluent à traiter (figure 26). Une partie des boues en excès s'échappe avec l'effluent traité et nécessite un ouvrage ultérieur de séparation. L'autre fraction des boues produites est éliminée par le nettoyage cyclique du matériau.

- Les lits immergés fixes utilisent des matériaux (grains de charbon actif, argiles ou schistes expansés), de taille intermédiaire (1 à 10 mm), qui seront immobiles. L'aération du milieu est assurée par pré-saturation en oxygène dans l'effluent à traiter, par mise en dépression de la base du lit par insufflation d'air surpressé dans le lit. La clarification de l'effluent obtenue par filtration à travers la masse granulaire ne requiert pas une décantation secondaire.

Selon le sens d'écoulement de l'eau, cette filtration est ascendante ou descendante. Le colmatage progressif qui en résulte impose un lavage périodique (par retour d'eau traitée) du matériau qui permet ainsi l'évacuation des boues en excès (BECHAC, 1984 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008 ; GAÏD, 2008 ; OUALI, 2008).

➔ L'oxygène peut être utilisé pour l'aération par présaturation de l'effluent avant le passage sur le lit.

II. 2.3.2.4. Rendements - performances

▪ Lit bactérien alvéolaire

Le rendement d'élimination varie principalement en fonction de la charge organique volumique comme le montre la figure 22.

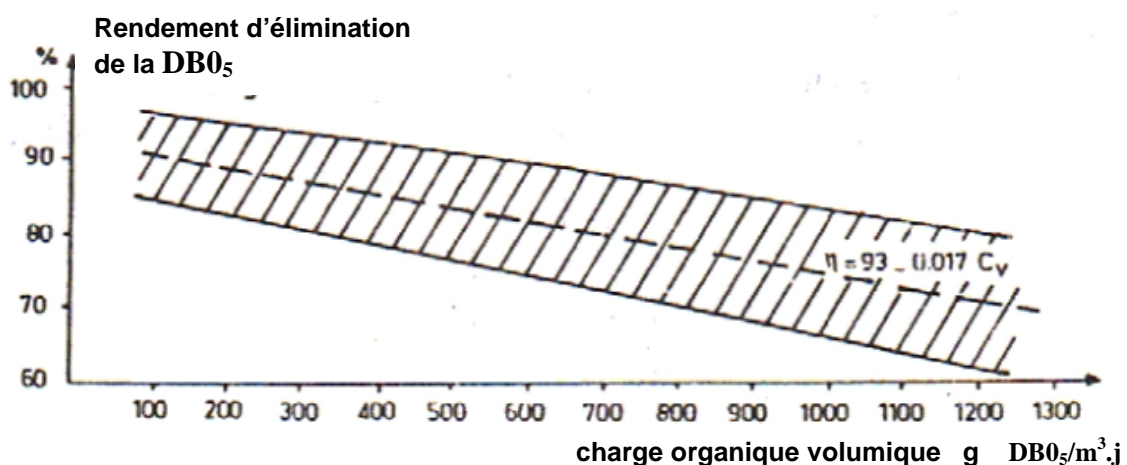


Figure 22 : Rendement d'élimination de la $DB0_5$ en fonction de la charge organique volumique. (BECHAC, 1984)

En première étape de traitement biologique, ce rendement sera de l'ordre de 40 à 70 %.

▪ **Lit bactérien immergé**

Les options technologiques (choix du matériau support, du courant d'eau ascendant ou descendant, de la hauteur du lit) et les paramètres du traitement (charge appliquée en kg $DBO_5/m^3/j$, charge hydraulique en $m^3/m^2/h$, température de l'effluent) influencent le rendement d'élimination.

Les performances (établies par un constructeur sur un effluent urbain type) sont présentées ci-dessous à titre indicatif : pour une charge appliquée de 5 à 10 kg de DCO/ m^3/j , les rendements sont de l'ordre de :

- 85 à 90 % pour la DCO,
- 93 à 97 % pour la DBO_5 ,
- 80 à 95 % pour les MEST.

II. 2.3.2.5. Avantages - Inconvénients

a) Lit bactérien alvéolaire (figure 23)

Avantages :

- Faible dépense d'énergie réduite aux seuls pompages (alimentation et recyclage),
- Fonctionnement simple demandant peu d'entretien et de contrôle.

Inconvénients :

- Nécessite un prétraitement efficace (vis-à-vis des graisses) et une décantation primaire,
- Sensible au colmatage (matériau traditionnel) et surtout au froid,
- Peut devenir une source de développements d'insectes et de mouches,
- Coût d'investissement assez élevé,
- Performances généralement plus faibles que pour un procédé à boues activées.

b) Lit bactérien immergé (figure 24)

Le lit fluidisé aérobie reste encore au stade expérimental. Les remarques suivantes concernent donc spécifiquement les lits fixés.

Avantages :

- Rendement important d'élimination pour des charges organiques élevées,
- Ne nécessite pas de clarificateur,
- Production de boue plus faible que pour les procédés à boues activées,
- Automatisation possible de tout le processus,
- Démarrage rapide du traitement.

Inconvénients :

- Exige une décantation primaire performante en amont,
- Présente un fonctionnement discontinu par suite des lavages cycliques indispensables,
- Risque de bouchage localisé (de la masse ou des dispositifs de répartition : tuyauteries, diffuseurs),
- La taille des ouvrages est limitée pour des raisons hydrauliques, ce qui implique une multiplication des petites unités pour les stations importantes (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

II. 2.3.2.6. Schéma général de fonctionnement

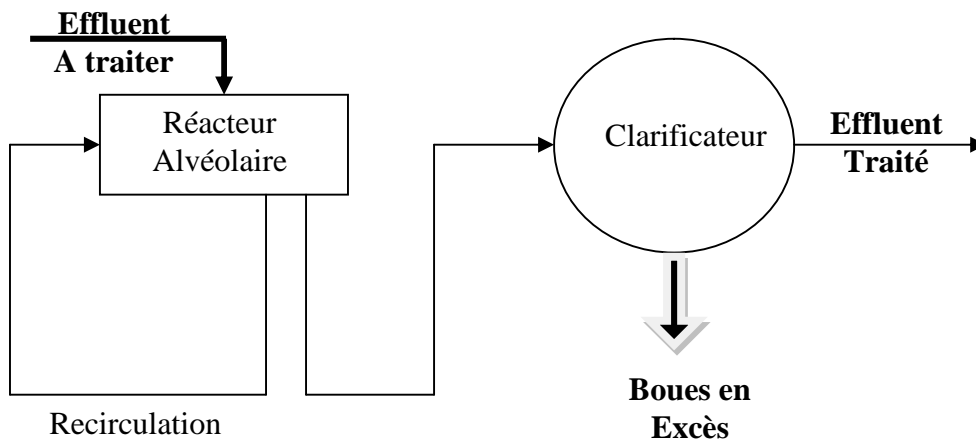


Figure 23 : Lit bactérien alvéolaire (DEGRÉMONT, 1989).

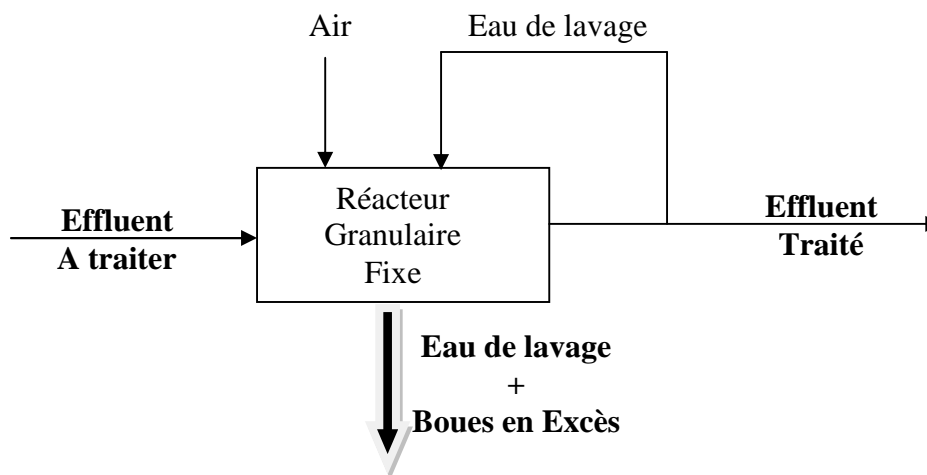


Figure 24 : Lit immergé fixe (DEGRÉMONT, 1989).

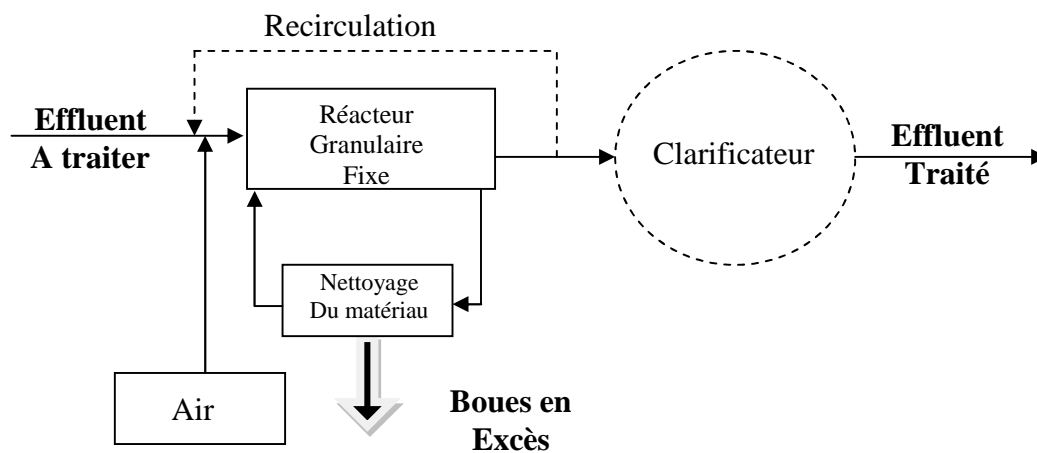


Figure 25 : Lit immergé fluidisé (DEGRÉMONT, 1989).

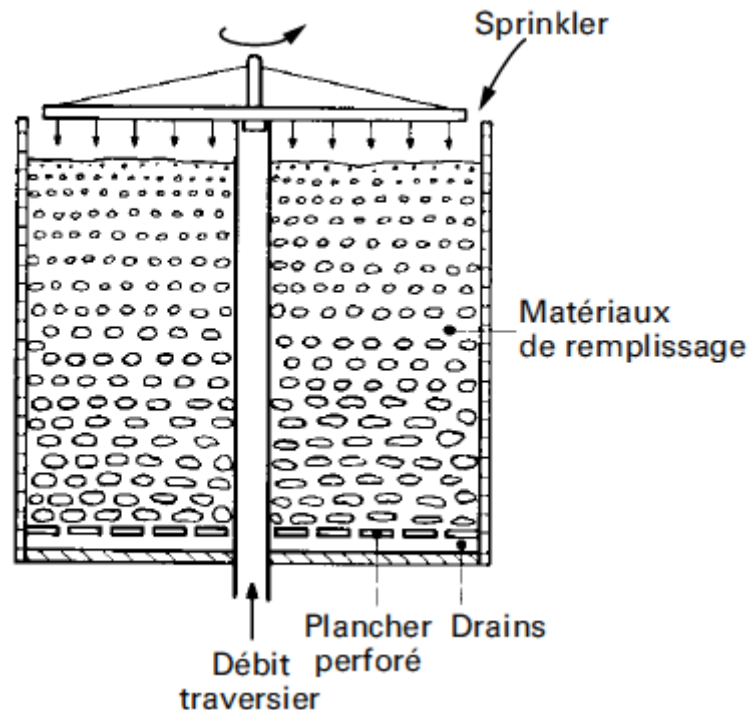


Figure 26 : Lit bactérien à ruissellement avec remplissage traditionnel (GAÏD, 2008).

II. 2.3.3. Boues activées

II. 2.3.3.1. Principe

Ce traitement a pour but d'éliminer les matières organiques biodégradables (solides, colloïdales ou dissoutes) contenues dans une eau usée par l'action de microorganismes, essentiellement des bactéries, en présence d'oxygène dissous. De plus, il peut (dans la mesure où il est conçu pour cela) transformer l'azote organique et ammoniacal en nitrates (nitrification).

Le procédé consiste à alimenter un bassin brassé et aéré (bassin d'aération) avec l'eau à épurer (effluent préalablement prétraité voire décanté). Une culture bactérienne, dispersée sous forme de flocons (boues activées) se développe et forme avec l'eau usée une liqueur mixte.

Après un temps de contact suffisant, permettant la fixation et l'assimilation de matières organiques, cette liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur (ou décanteur secondaire) où s'effectue la séparation de l'eau épurée et des boues.

Les boues décantées sont réintroduites en partie dans le bassin d'aération (recirculation des boues) pour maintenir un équilibre constant entre la quantité de pollution à traiter et la masse de bactéries épuratrices. Les boues excédentaires sont évacuées du système vers le traitement des boues (extraction des boues en excès) (BECHAC, 1984 ; EDELIN, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008 ; GAÏD, 2008 ; OUALI, 2008).



Photo 04: bassin d'aération a boue activée dans la STEP de Ain Defla. (Source Touhari)

II. 2.3.3.2. Domaine d'application

Le traitement par boues activées est généralement utilisé :

- Pour le traitement des effluents urbains ;
- Pour le traitement des effluents d'industries agroalimentaires (abattoir, laiterie, brasserie, sucrerie, conserverie...) ;
- Pour le traitement spécifique des effluents de certaines industries, nécessitant pour la plupart un traitement physicochimique préalable (neutralisation, oxydation...) ;
 - industries du cuir et des textiles
 - industries du papier (papéterie, cartonnerie)
 - industries pétrochimiques et carbochimiques
 - raffinerie de pétrole.

II. 2.3.3.3. Charge d'une installation

Les différents systèmes de boues activées peuvent être caractérisés par leur charge massique (cm) qui donne une approximation du rapport entre la charge journalière de pollution à éliminer et la masse de bactéries épuratrices mises en oeuvre.

On distingue ainsi les systèmes à :

- | | |
|---------------------------|--|
| - forte charge massique | $cm > 0,5 \text{ kg DBO}_5/\text{kg boues} \times j$ |
| - moyenne charge massique | $0,2 < cm < 0,5$ |
| - faible charge massique | $0,07 < cm < 0,2$ |
| - aération prolongée | $cm < 0,07$ |

La notion de charge volumique (C_v), moins caractéristique du procédé est cependant utilisée. Selon le degré d'épuration préalable et la concentration en boues de la liqueur mixte, on admet les valeurs suivantes (BECHAC, 1984 ; EDELIN, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008 ; GAÏD, 2008) :

- | | |
|------------------------------|---|
| - forte charge volumique | $C_v > 1,5 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \text{ au bassin d'aération} \times j$ |
| - moyenne charge volumique : | $0,6 < C_v < 1,5$ |
| - faible charge volumique : | $0,35 < C_v < 0,6$ |
| - aération prolongée | $C_v < 0,35$ |

II. 2.3.3.4. Mise en oeuvre

On distingue deux procédés, bien que leur principe soit identique :

a) Les systèmes à bassins séparés

L'aération et la clarification sont réalisées dans deux bassins différents, ce qui nécessite un pompage entre le clarificateur et le bassin d'aération pour la recirculation des boues.

b) Les systèmes à bassins combinés

L'aération et la clarification sont pratiquées à l'intérieur d'une même enceinte (rectangulaire ou circulaire), séparées par une cloison. La recirculation des boues, alors gravitaire, peut être parfois améliorée par la mise en place d'une insufflation d'air.

L'aération doit produire à la fois brassage et oxygénation. Elle peut être assurée par :

- aération de surface (turbine, pont-brosse),
- insufflation d'air surpressé à l'aide de diffuseurs (clapets vibrants, poreux, masse polyester, membrane en caoutchouc)
- ☞ Ce procédé biologique ne nécessite en général l'emploi d'aucun réactif.

Cependant, exceptionnellement, il arrive que l'exploitant y recoure pour les cas particuliers suivants :

- Lutte contre le gonflement filamenteux des boues (leur décantation est alors fortement perturbée) par :
 - utilisation d'agents toxiques (chlore, eau oxygénée)
 - utilisation d'agents floculants (chlorosulfate ferrique, chaux,...)
 - complémentation en nutriments déficients (azote et phosphore)
 - Déphosphatation chimique simultanée par ajout de sels de fer ou d'aluminium

II. 2.3.3.5. Rendements - Performances

Les performances du traitement à boues activées dépendent directement de la charge massique (Cm) (tableau 07). Ce paramètre représente l'équilibre entre la pollution et la biomasse épuratrice. Il est exprimé en kg DB0₅/jour/kgMS.

Tableau 7 : Rendement du traitement à boue activée en fonction de la charge massique. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990)

CHARGE MASSIQUE	RENDEMENT %				
	MES	DB05	DCO	NGL	P
Forte charge	70 - 92	65-87	60-83	< 10	<20
Moyenne charge	88 - 96	90-93	85-88	30-40	<20
Très faible charge (aération prolongée)	88 - 97	93-97	88-92	40-92	<30

II. 2.3.3.6. Avantages - inconvénients

1. Procédés à faible charge ou très faible charge

Avantages

- Assure une bonne élimination de la DB0₅ ;

- Assure une bonne nitrification (transformation azote ammoniacal en nitrates), voire une dénitrification (transformation de nitrates en azote gazeux) dans certaines conditions spécifiques et d'aération ;
- Les boues produites sont minéralisées et donc stables. Elles ne nécessitent pas une stabilisation ultérieure ;
- Le bassin d'aération, plus largement dimensionné, résiste mieux, dans certains cas, aux à-coups de pollution.

Inconvénients

- Le temps de séjour dans le bassin d'aération est plus long, ce qui entraîne un plus grand volume de bassin ;
- Les boues sont plus concentrées et décantent moins bien dans le clarificateur. Il faut prévoir une surface plus importante de décanteur.
- Le dispositif d'aération est plus puissant : la consommation d'énergie sera également plus importante.

2. Procédés à moyenne et forte charge

Avantages

- La dimension du bassin d'aération et du clarificateur est plus réduite (investissements moins coûteux) ;
- La consommation énergétique du poste aération est plus faible.

Inconvénients

- Le rendement d'élimination de la DBO_5 est plus faible ;
- La nitrification est incomplète ou impossible ;
- La production des boues est plus importante (incidence sur la taille des ouvrages de traitement des boues) ;
- Les boues ne sont pas stabilisées : nécessité d'une stabilisation (aérobie, anaérobie, chimique) pour la filière boue.

De façon plus générale, le traitement biologique par boues activées est performant et relativement malléable (il tolère des variations de pollution).

Il est tout-à-fait adapté pour la protection très poussée de milieux récepteurs sensibles. Cependant, il nécessite un personnel qualifié et une surveillance régulière. La consommation d'énergie est élevée en particulier pour la phase d'aération des boues. Enfin, il s'acclimate très mal des surcharges hydrauliques et peut getter des aérosols (BECHAC, 1984 ; EDELIN, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

II. 2.3.3.7. Application aux eaux résiduaires industrielles

Le recours à l'épuration biologique pour le traitement des eaux résiduaires industrielles dépend de la biodégradabilité de celles-ci et sa conception doit tenir compte des particularités propres aux eaux industrielles :

- les eaux qui ont subi un traitement préalable physico-chimique sont peu chargées en matières en suspension,
- une composition en nutriments est rarement équilibrée,

- une correction portant sur le phosphore et/ou l'azote doit être pratiquée (ajout d'ammoniaque et/ou d'acide phosphorique, par exemple),
- la présence de composés biodégradables peut nécessiter le maintien d'une relative constance de leur concentration et le développement d'une flore spécifique,
- une déficience initiale en micro-organismes doit être compensée par ensemencement approprié et acclimatation d'organismes spécifiques,
- les trop fortes concentrations en sels minéraux et surtout leurs variations rapides peuvent perturber le développement de l'épuration.



Photo 05: clarificateur dans la STEP de Ain Defla. (Source Touhari)

II. 2.3.3.8. Schéma général de fonctionnement

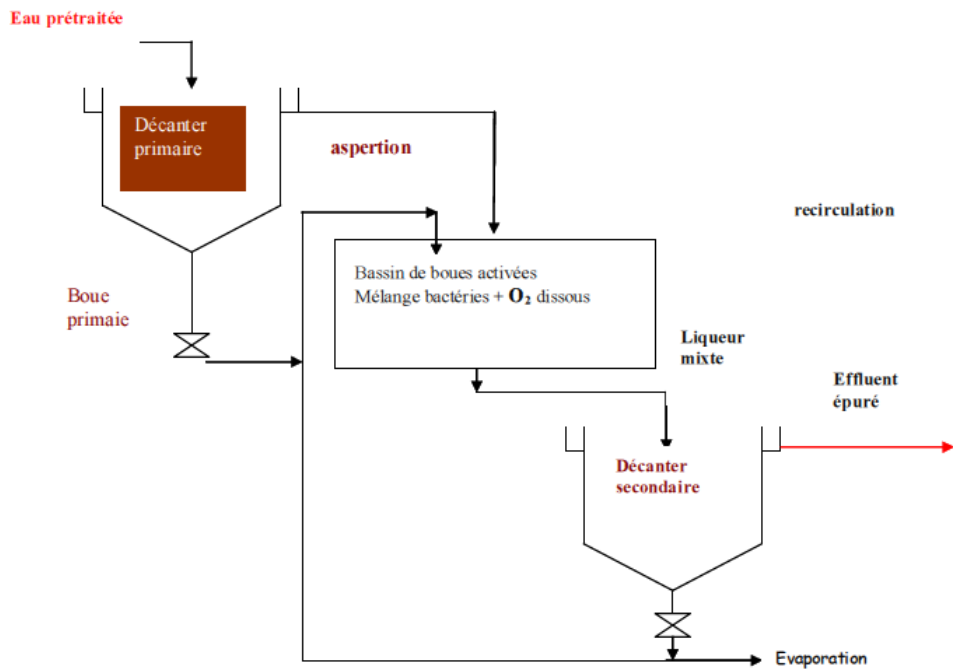


Figure 27 : Système à bassins séparés. (DHAOUADI, 2008)

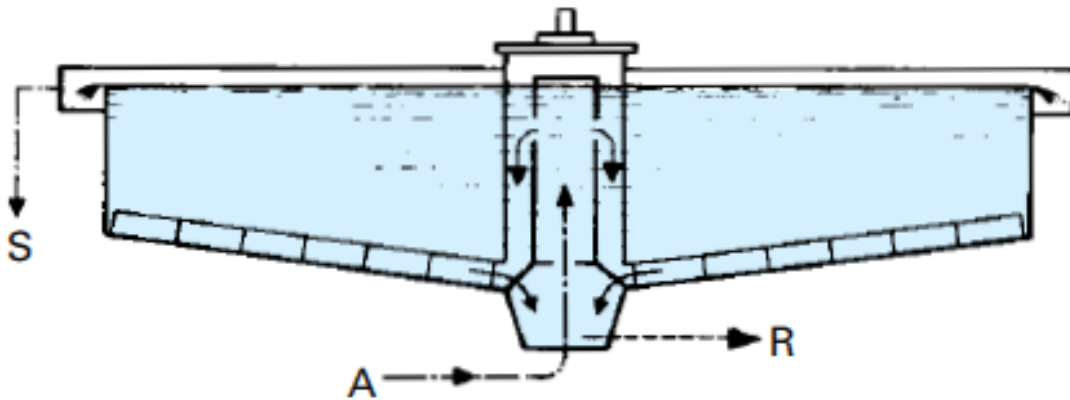


Figure 28 : clarificateur, type classique, avec raclage des boues (GAÏD, 2008).

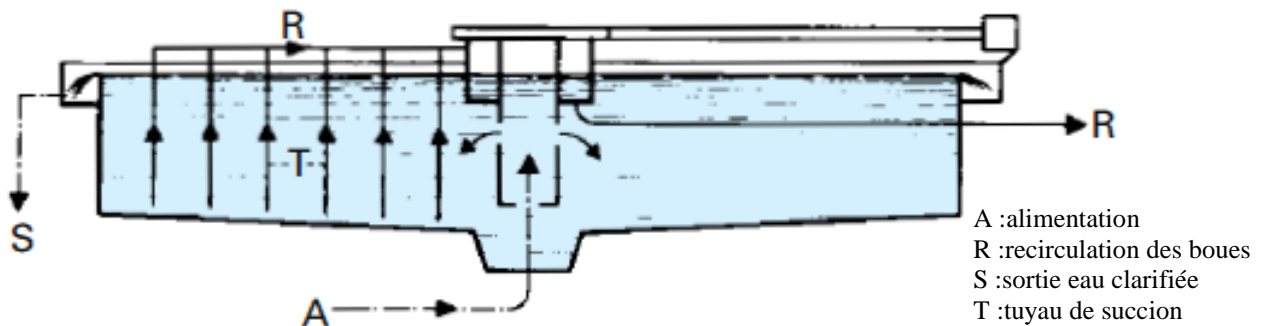


Figure 29 : clarificateur, plus élaboré, avec succion des boues (GAÏD, 2008).

II. 2.3.4. Traitement anaérobie

Les eaux résiduaires fortement chargées en carbone organique constituent un milieu extrêmement pollué.

Jusqu'ici, la réduction de cette pollution s'est faite principalement en détruisant le carbone organique par voie aérobie, opération consommatrice d'énergie en grande quantité alors que ce carbone constitue en fait une source d'énergie importante.

La digestion anaérobie, encore appelée méthanisation, apporte aujourd'hui une solution particulièrement intéressante en permettant la réduction de la pollution tout en produisant de l'énergie (BECHAC, 1984 ; EDELIN, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008 ; GAÏD, 2008 ; OUALI, 2008).

II. 2.3.4.1. Principe

La digestion anaérobie est un procédé biologique qui permet une dégradation importante des matières organiques par une fermentation bactérienne productrice de méthane, dans une enceinte fermée en absence d'air.

Le processus de la fermentation méthanique est un processus lent mais puissant, nécessitant le respect de certaines conditions de température (généralement 35°C), de concentration en matières sèches et de certains équilibres physico-chimiques.

Dans la digestion anaérobie, deux phases de transformation se développent et s'équilibrent mutuellement :

- Une phase de liquéfaction
- Une phase de gazification

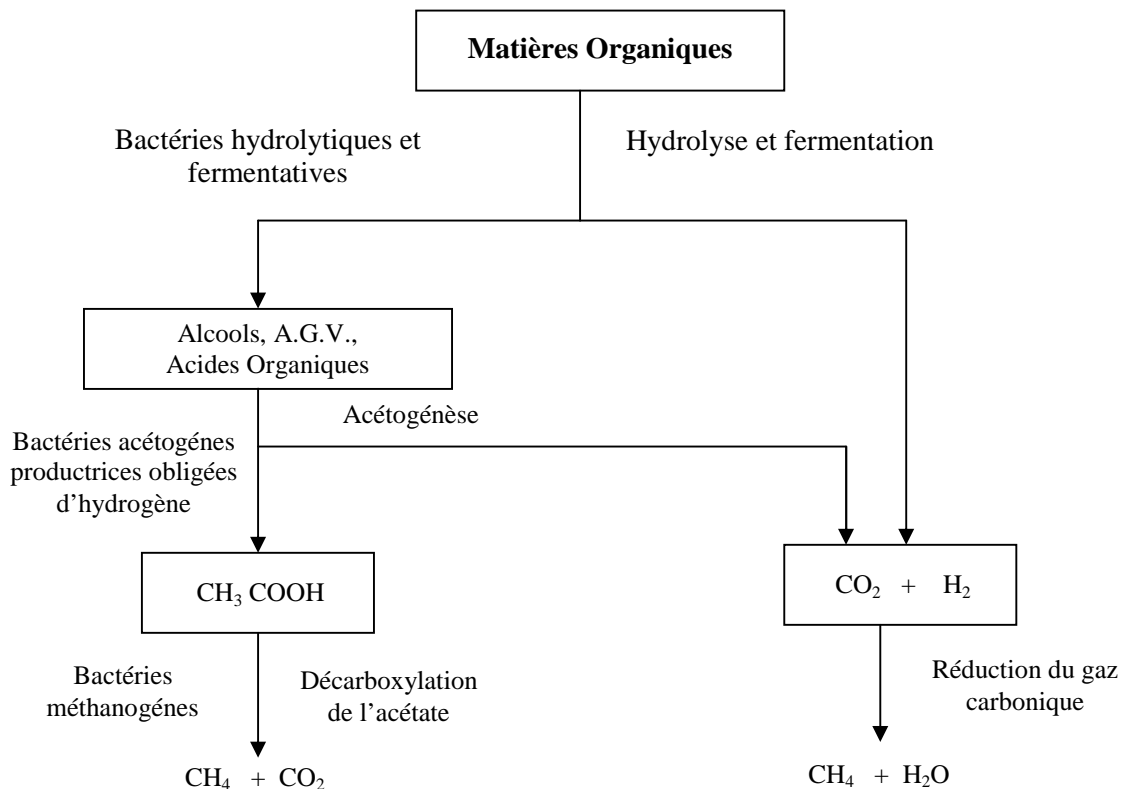


Figure 30 : Mécanisme simplifié de la méthanogénèse (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

II. 2.3.4.2. Domaine d'application

Appliquée avec succès depuis plusieurs décennies à la stabilisation des boues résiduaires issues de l'épuration des eaux usées et au traitement des fumiers et lisiers animaux, la digestion anaérobie permet aujourd'hui le prétraitement des effluents à forte charge organique, notamment ceux des industries (Ministère de l'intérieur et de l'environnement 1990 ; Dhaouadi 2008):

- agroalimentaires (abattoirs, conserveries, distilleries, sucreries...)
- de fermentations (brasseries, industries pharmaceutiques...)
- chimiques
- du bois et du papier

II. 2.3.4.3. Mise en oeuvre

➤ Digestion conventionnelle

Cuve fermée donc débit d'entrée = débit de sortie

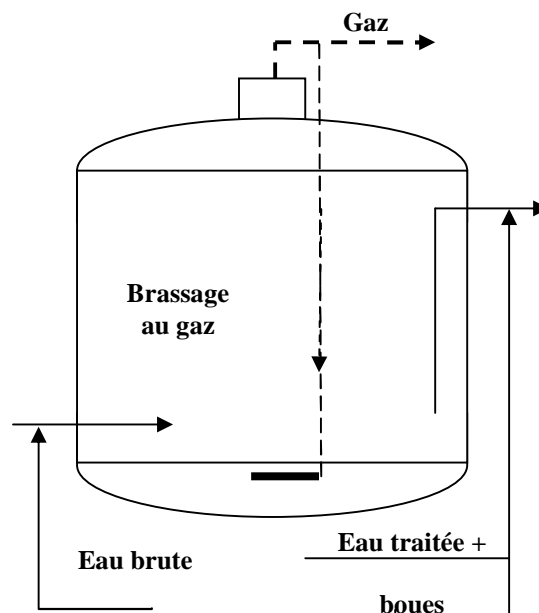


Figure 31 : Digesteur Conventionnel mélangé. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

Les boues sont brassées mécaniquement ou par recirculation du biogaz produit. Le temps de séjour (volume de cuve/débit) doit être supérieur au temps de renouvellement de la biomasse.

Applications :

Boues de station d'épuration

DCO des effluents : 100 g/l

Temps de séjour : 10 à 30 jours

Charge volumique : 2 à 3 kg DCO/m³/jour

➤ Digestion par contact

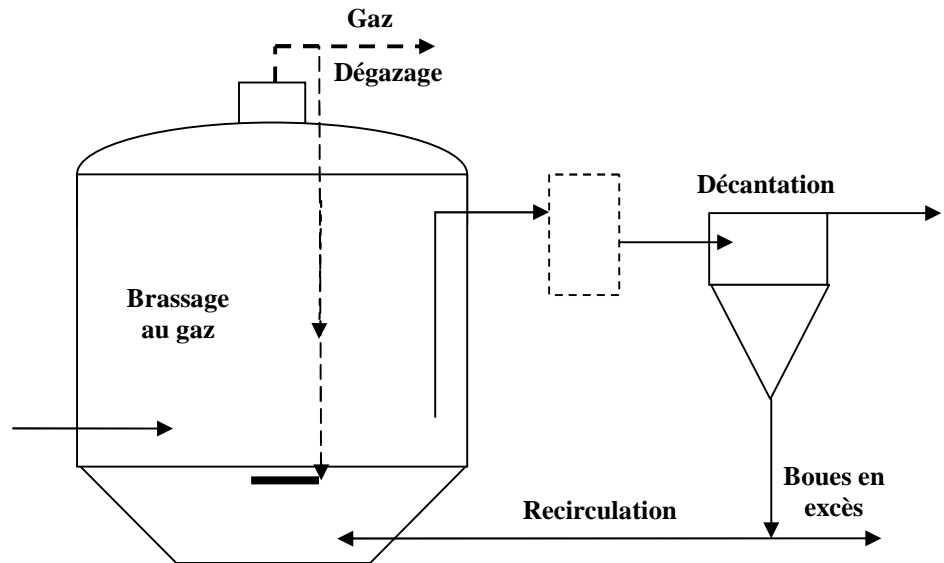


Figure 32 : Digesteur et décanteur de boues séparés. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

Le temps de séjour hydraulique est abaissé et le taux de biomasse maintenu dans le digesteur par recyclage des boues épaissies. Dimensionnement plus réduit.

Applications :

Eaux résiduaires fortement chargées.

DCO : 15 à 60 g/l

Temps de séjour : 5 à 6 jours

Charge volumique : 2 à 4 kg DCO/m³/jour

➤ Digestion/décantation

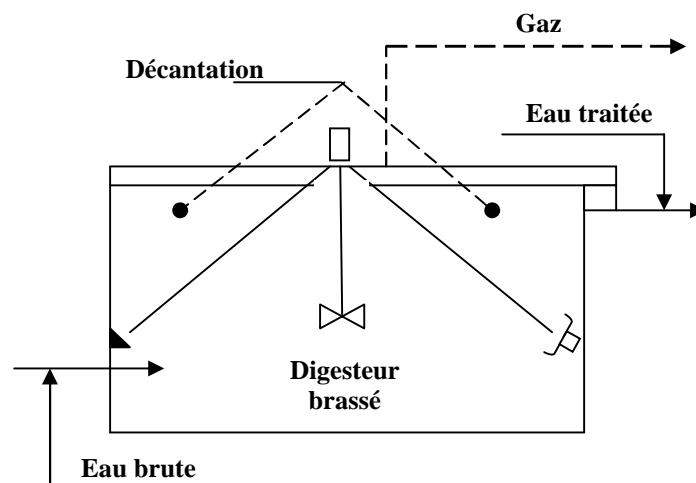


Figure 33 : Digesteur-décanteur brassé. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

Superposition du décanteur au-dessus du digesteur. Séparation des deux compartiments par une bache.

Applications : Eaux de sucreries

DCO : 5 à 6 g/l ; Temps de séjour : 1 à 2 jours ; Charge volumique : 5 à 6 kg DCO/m³/jour

➤ Digestion upflow a lit de boues

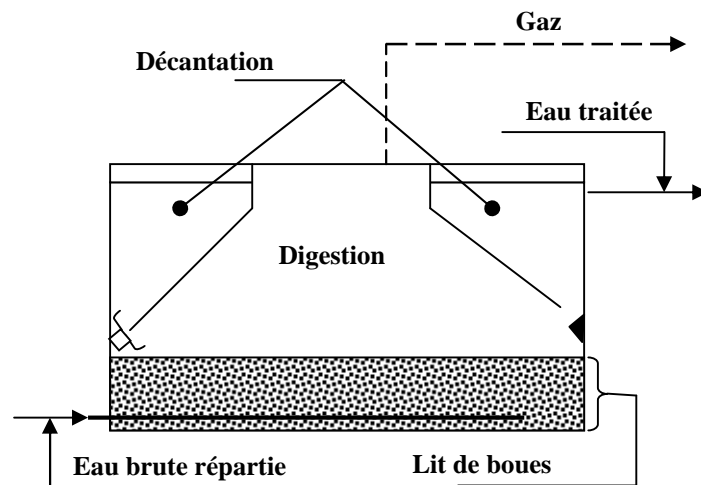


Figure 34 : Lit de boues granuleuses : Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB). (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

Digesteur avec décanteur superposé. La biomasse floccule sous forme de bulbes ou "pellets", granulats maintenus en expansion par le flux liquide ascendant, formant un lit de boues. La biomasse peut atteindre 120 g/l dans le bas du digesteur.

Applications : Eaux résiduaires des industries agro-alimentaires

DCO : 2 à 10 g/l

Temps de séjour : 5 à 6 h

Charge volumique : 10 à 45 kg DCO/m³/jour

➤ Filtre anaérobie

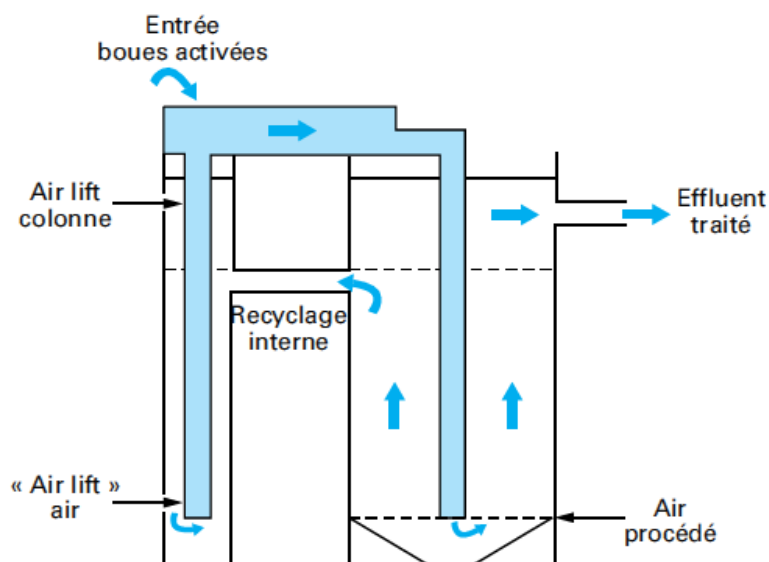


Figure 35 : Lit fluidisé ou turbulent. (GAID, 2008)

La biomasse est fixée sur des particules fines formant des agrégats maintenus en expansion par le flux ascendant du liquide.

Applications : Eaux résiduaires peu chargées en matières solides

DCO : 5 à 9 g/l ; Temps de séjour : 15 à 30 minutes

II. 2.3.4.4. Avantages — Inconvénients

→ Avantages

- Production de boues ne dégageant pas de mauvaises odeurs et stockables
- Réduction importante de la teneur en matière organique au prix de dépenses d'énergie relativement faibles
- Production de gaz combustible
- Le volume important des ouvrages assure un rôle tampon entre la production de boues fraîches et l'atelier de déshydratation.

→ Inconvénients

- Cout d'investissement important
- Sensibilité de ce processus biologique aux variations de pH, de potentiel d'oxydoréduction, à la présence d'oxygène, aux variations de charge, à la présence d'éléments toxiques : la conduite d'une digestion anaérobie est donc plus délicate que celle d'une installation aérobie
- Risques d'accidents liés à la production de méthane (gaz inflammable)
- Présence de sulfure d'hydrogène (H₂S), bien qu'en faible proportion dans le gaz produit, entraîne de fortes corrosions et peut même s'avérer dangereux pour les personnel devant intervenir sur les installations.

Les traitements physico-chimiques correspondent, le plus souvent, à des traitements appliqués aux eaux résiduaires brutes et comportant une floculation ou une précipitation suivie d'une séparation liquide-solide par décantation ou flottation.

Ces procédés peuvent être mis en oeuvre seuls et ne permettent alors qu'une épuration partielle. Ils peuvent ainsi être placés en amont d'une épuration biologique. Ils peuvent également être placés en aval d'une station biologique, ils joueront alors le rôle d'affinage (BECHAC, 1984 ; EDELINE, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; DHAOUADI, 2008).

II. 3. La désinfection

Les traitements primaires et secondaires ne détruisent pas complètement les germes présents dans les rejets domestiques.

Un réactif désinfectant peut être ajouté dans les eaux traitées, avant leur rejet dans le milieu naturel. Le chlore est le désinfectant le plus courant. Mais la désinfection peut également s'effectuer avec l'ozone, le brome ou le dioxyde de chlore (GAÏD, 2008).



Photo 06 : bassin de désinfection dans la STEP de Ain Defla. (Source Touhari)

Chapitre III

Traitement des boues

III. Traitement des boues

III.1. Considérations générales

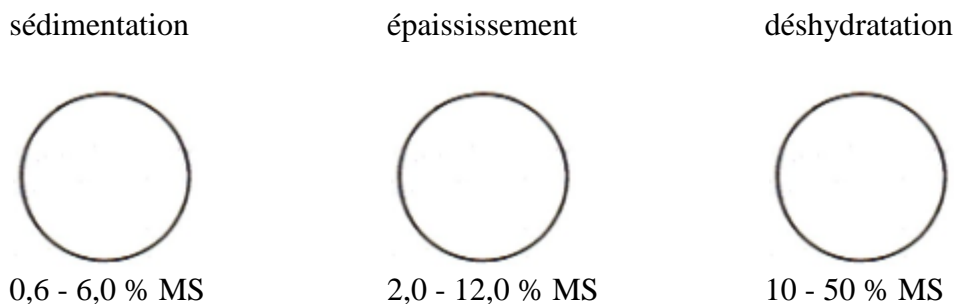
Tout traitement d'épuration conduit à la production de déchets. Ceux-ci sont collectés :

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

En volume comme en nuisance, les boues constituent les principaux déchets à traiter sur une station d'épuration (GAÏD, 2008).

Les boues subiront une filière de traitement comprenant l'épaississement, la déshydratation et l'évacuation finale (BECHAC, 1984 ; EDELINE, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008).

L'accroissement de la teneur en matières solides peut être obtenu à travers la succession de traitements comme l'indique le schéma ci-dessous.



Concentration des matières solides à travers une filière de déshydratation des boues.

En général, les boues de type géliforme (hydroxyde d'aluminium, boues activées) fournissent les concentrations les plus basses, tandis que les boues primaires et minérales, conduiront aux plus fortes concentrations.

La figure 36 présente les filières les plus usuelles de traitement des boues (BECHAC, 1984 ; EDELINE, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

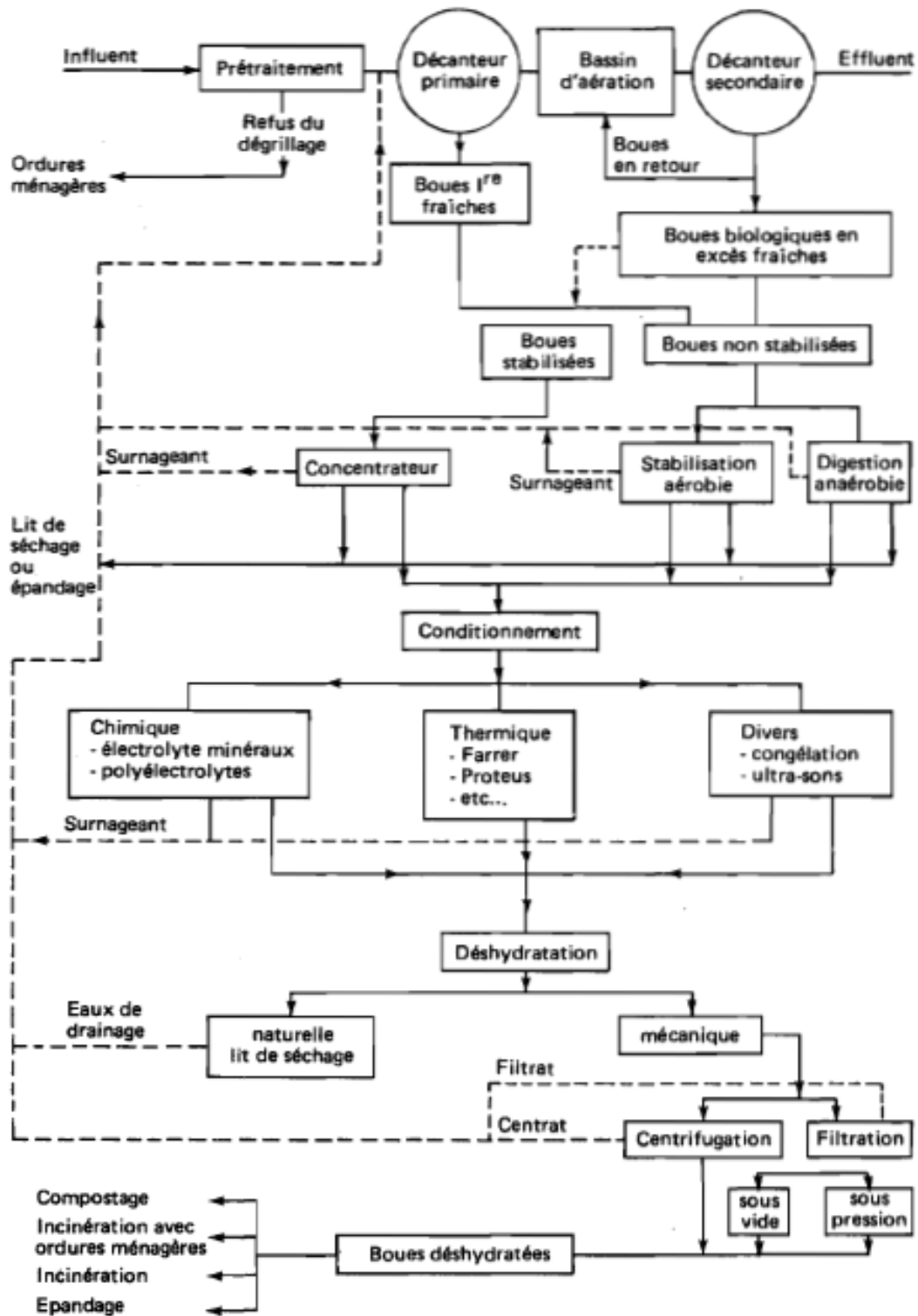


Figure 36 : Filières de traitement des boues - options de procédés. (BECHAC, 1984)

Les caractéristiques physiques et chimiques des boues permettront de définir la filière de traitement la plus efficace du point de vue technique et économique.

III.2. Épaississement

L'épaississement soit par décanteur statique, soit par flottation à l'air dissous, constitue la première étape de la plupart des filières de traitement des boues (BECHAC, 1984 ; EDELIN, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008 ; GAÏD, 2008).

L'épaississement est avantageux pour les raisons suivantes :

- 1- il améliore le rendement de la digestion et en réduit le coût d'investissement,
- 2- il réduit le volume des boues en particulier en cas d'épandage,
- 3- il augmente l'économie des systèmes de déshydratation.

III.2.1. Épaississement statique

Il s'effectue dans une cuve équipée d'un mécanisme racleur tournant à faible vitesse. Un épaisseur classique est montré en coupe sur la figure 37.

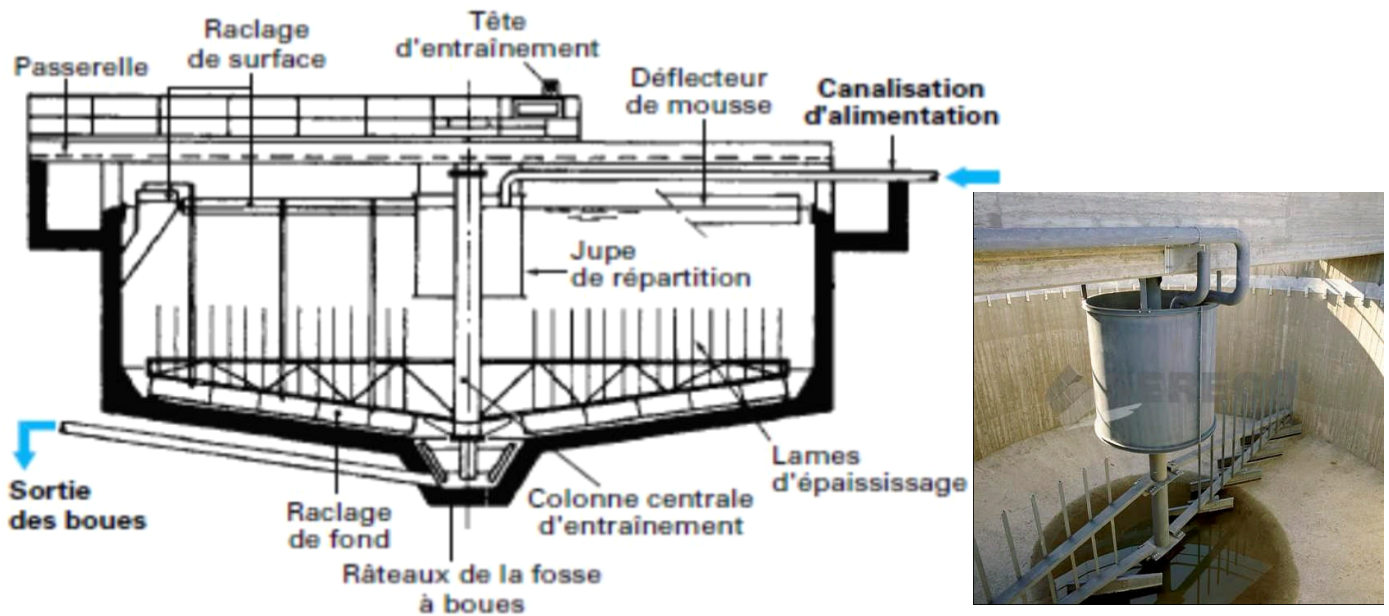


Photo : Épaisseur. (Source Touhari)

Figure 37 : Épaisseur statique raclé. (DEGRÉMONT, 1989)

Dans certains cas, le rendement de l'épaississement peut être amélioré par l'addition de coagulants. Des résultats obtenus sur des boues urbaines et industrielles sont résumés dans le tableau 8 (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990):

Tableau 8 : Performances d'épaississement statique. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

Désignation	Charge kg/m ² jour	Influent % (M.S.)	Boue épaissie % (M.S.)
Urbaine			
Lit bactérien			8,0
Boue activée		0,8	3,5
Boue primaire			
	118	1,8	9,0
	152	0,4	4,5
	122	0,6	4,6
	84	0,4	4,9
	64	0,3	4,1
	80	0,2	3,8
	15	0,2	4,2
	38	0,2	4,5
	87	0,6	6,3
	87	1,2	8,1
	183	0,7	4,0
	139	0,5	4,5
Lit bactérien	39-49		7,9
Pâte à papier et papier (53 % primaire + 47 % activée)	122	2,0	4,0
(67 % primaire + 33 % activée)	122	2,0	6,0
(100 % primaire)	122	2,0	9,0
Brasserie + domestique		2,0	8,0
Épuration au charbon actif	88-370	0,2-0,5	5,0
Décarbonation		4,5	18,7

III.2.2. Épaississement par flottation

L'épaississement grâce à la flottation par l'air dissous (figure 38) se répand de plus en plus et s'applique particulièrement aux boues à floc léger et volumineux comme c'est le cas des boues activées. Dans l'épaississement par flottation, les fines bulles d'air formées par déprésurisation s'accrochent aux floccs de boue. Le mélange air-matières s'élève à la surface du bassin où il se concentre et est éliminé comme indiqué sur la figure ci-après (BECHAC, 1984 ; EDELIN, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008 ; GAÏD, 2008).

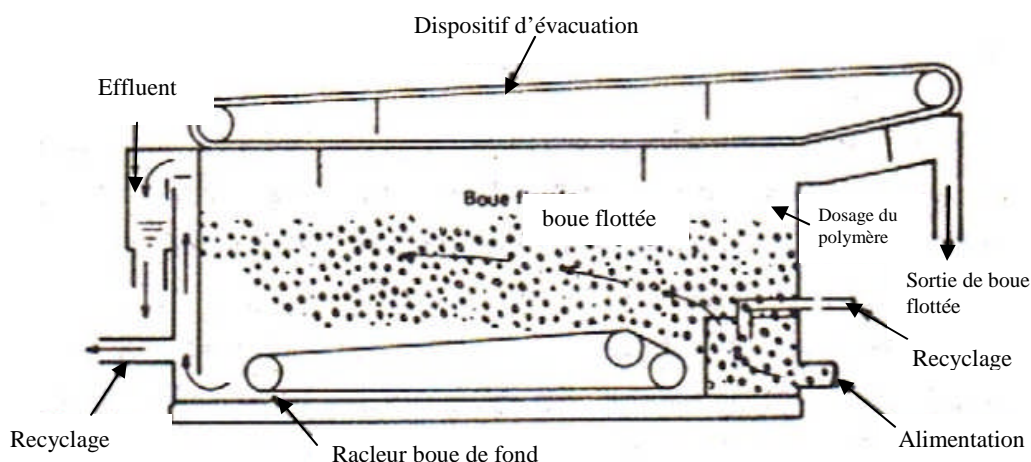


Figure 38 : Coupe schématique d'un flottateur. (BECHAC, 1984)

L'emploi de polyélectrolytes augmente habituellement le rendement de capture des matières ainsi que la concentration de la boue épaissie.

III.3. Déshydratation

III.3.1. Principe

Les boues produites sur les stations d'épuration ou les usines de traitement d'eau potable sont liquides et présentent, même après épaississement, des teneurs en eau supérieures à 95 %. La réduction du coût de leur évacuation passe alors par une réduction de cette humidité, à l'aide de procédés de déshydratation qui diffèrent selon le principe de fonctionnement :

- Égouttage à travers un support filtrant (système drainant) ;
- Filtration sous pression (filtre presse, filtre à bandes presseuses, presse continue) ;
- Filtration sous dépression (filtre sous vide) ;
- Décantation accélérée (centrifugeuse) ;
- Combinaison d'une filtration et d'un séchage naturel (lit de séchage).

Le choix, entre ces techniques, sera fonction des principaux paramètres suivants :

- Destination ultérieure de la boue,
- Siccité finale et consistance de la boue déshydratée, - Production,
- Taux de capture,
- Coût,
- Autonomie,
- Encombrement.

La plupart de ces systèmes de déshydratation requièrent un conditionnement préalable de la boue qui sera thermique ou le plus souvent chimique (BECHAC, 1984 ; EDELINE, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008 ; GAÏD, 2008).



Photo 07 : Boue désydratée dans la STEP de Ain Defla. (Source Touhari)

III.3.2. Domaine d'application

- Déshydratation des boues résiduaires urbaines (primaires ou biologiques) ;
- Déshydratation des boues résiduaires industrielles (biologiques ou physico-chimiques) ;
- Déshydratation des boues de traitement d'eaux potables.

III.3.3. Mise en oeuvre

→ Système drainant

La boue, préalablement floculée, est introduite dans le dispositif qui est fixe (chaussettes ou bennes filtrantes, tables d'égouttage) ou entraîné en rotation (tambour égoutteur). L'eau interstitielle s'écoule gravitairement à travers le support filtrant (toile en polyester ou tamis en inox). Les boues sont, soit concentrées sous leur propre poids et extraites périodiquement après 12 à 24 heures d'égouttage, soit évacuées en continu par des dispositifs de raclage.

→ Filtre à bandes presseuses

La boue floculée est égouttée sur une première toile par drainage libre favorisé par l'action de rouleaux et de bases, avant d'être prise en compression progressive (jusqu'à 2 à 3 bars) sous une deuxième toile (ou un. L'essorage ainsi obtenu est amélioré par un effet de cisaillement produit par le cheminement des toiles sur des rouleaux très rapprochés (figure 39). Enfin, un module de pressage supplémentaire (jusqu'à 10 bars) est parfois adapté afin d'optimiser la siccité finale du gâteau. En fin de traitement, des couteaux permettent de décoller le gâteau des toiles qui seront nettoyées par lavage à l'eau claire sous pression (6 à 8 bars) (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008 ; GAÏD, 2008).

→ Filtre presse

Des plateaux verticaux, évidés et recouverts de toiles filtrantes, sont serrés les uns contre les autres par des vérins hydrauliques. Les chambres aménagées ainsi entre chaque plateau sont alimentées ensuite avec la boue conditionnée par l'intermédiaire d'une pompe haute pression. Une fois ces chambres remplies, l'introduction continue de la boue à déshydrater provoque la montée en pression à l'intérieur du filtre par suite du resserrement progressif des pores de la boue qui se concentre. En fin de cycle, à la pression maximale, les plateaux sont séparés afin d'évacuer successivement les gateaux formés (BECHAC, 1984 ; EDELINE, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

→ Presse continue

La boue épaissie et floculée est introduite, par une vis d'archimède, tournant à faible vitesse (figure 43), dans un tamis cylindrique perforé muni en son extrémité d'un dispositif de contre-pression (cône obturateur, clapet taré par un levier à contrepoids,...). La boue subit alors une compression qui permet l'évacuation par essorage d'une partie du filtrat (BECHAC, 1984 ; EDELINE, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008 ; GAÏD, 2008).

→ Filtre sous vide

La boue préalablement conditionnée alimente en continu une auge dans laquelle est en partie immergé un tambour recouvert d'une toile filtrante. Ce tambour est constitué de compartiments étanches qui seront alternativement soumis à une dépression de 0,4 à 1 bar (créée par une pompe à vide) puis à la pression atmosphérique (figure 41).

La dépression, effective sur les 2/3 de la surface filtrante, permet de constituer un film épais de boue sur la toile lors de l'immersion du tambour, puis l'essorage du gâteau après son émergence. Le retour à la pression atmosphérique correspond aux phases successives de

décharge de la boue déshydratée et de rinçage de la toile par eau sous pression (3 à 4 bars) (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008 ; GAÏD, 2008).

→ Centrifugeuse

La boue floculée est introduite dans un bol cylindro-conique à axe horizontal entraîné à très grande vitesse de rotation (variable suivant le diamètre du bol) qui provoque, sous l'effet de la force centrifuge, la séparation des phases liquides et solides (figure 40). Les matières déposées sur la paroi interne du bol sont entraînées en continu par une vis racleuse hélicoïdale (tournant à une vitesse légèrement différente du bol) pour être évacuées à une extrémité du rotor, tandis que le liquide clarifié ou centrifugat déborde par un déversoir à l'extrémité opposée. Selon le point d'alimentation en boue du bol, on distingue (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990) :

- La centrifugeuse équi-courant
- La centrifugeuse co-courant

→ Lit de séchage

L'aire de séchage est composée d'une couche supérieure de 10 cm (calibre 0,5 à 1,5 mm), d'une couche intermédiaire de gravier fin (calibre 5 à 15 mm), et d'une couche inférieure de gros graviers (calibre 10 à 40 mm) reposant sur le sol imperméabilisé et soigneusement nivelé (figure 42). Des drains (en ciment ou en plastique) sont disposés, avec une légère pente, dans la couche de base. Les boues épandues liquides sur une épaisseur de 15 à 30 cm perdent d'abord une partie de leur eau (jusqu'à 80 %) par drainage à travers le sable. Un séchage atmosphérique par évaporation se produit ensuite et termine la déshydratation des boues qui pourront alors être enlevées mécaniquement ou le plus souvent par voie manuelle (BECHAC, 1984 ; EDELIN, 1988 ; Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008 ; GAÏD, 2008).



Photo 08: Lits de séchage dans la STEP de Ain Dfela. (Source Touhari)

III.3.4. Réactifs

Le choix des réactifs, utilisés pour le conditionnement chimique des boues, est fonction essentiellement du dispositif de déshydratation et de la qualité des boues.

Le filtre presse et le filtre sous vide requièrent généralement un conditionnement binaire : sel métallique (chlorure ferrique, sulfate ferrique, chlorosulfate ferrique, sulfate ferreux) et chaux.

Le système drainant, le filtre à bandes presseuses, la centrifugeuse, nécessitent une floculation préalable aux polyélectrolytes organiques de synthèse. Les floculants anioniques et cationiques agissent par neutralisation. Les floculants non ioniques agissent par adsorption. Les polyélectrolytes cationiques sont très efficaces pour des boues riches en matières organiques colloïdales alors que les polyélectrolytes anioniques ou non ioniques conviennent mieux aux boues à caractère minéral prédominant (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

III.3.5. Rendements - performances

Les rendements des systèmes de déshydratation sont extrêmement variables en fonction notamment de la qualité des boues et de la performance du conditionnement préalable.

A titre indicatif, le tableau 9 présente la gamme possible des performances obtenues avec les dispositifs de déshydratation des boues résiduaires urbaines (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990 ; OUALI, 2008 ; GAÏD, 2008).

Tableau 9 : Rendement des dispositifs de déshydratation des boues résiduaires urbaines. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

Dispositif de Déshydratation	Production	Siccité (en %)
Lit de séchage	0,3 à 0,6 kg MS/m ² .jour	40 à 65
Tambour égoutteur	40 à 600 kg MS/H	6 à 15
Filtre à bande	80 à 400 Kg MS/m.H	12 à 36
Filtre presse	1,5 à 5 Kg MS/m ² .H	33 à 50
Filtre sous vide	15 à 40 Kg MS/m ² .H	18 à 32
Centrifugeuse	Dépend du diamètre du bol	10 à 35

III.3.6. Avantages - inconvénients

Système drainant (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990).

Avantages

- Appareillages rustiques et d'utilisation simple
- Faible consommation d'énergie et maintenance réduite Filtrats assez peu chargés en MES
- Colmatage assez faible ce qui implique un lavage réduit

Inconvénients

- Consommation de floculant généralement assez élevée (> 10 kg/Tonne MS)
- Production de boues pâteuses, faible siccité.

Filtre à bande

Avantages

- Système fiable, fonctionnement en continu
- Frais d'exploitation très faibles en ce qui concerne les consommations d'énergie et de réactif
- Machinerie simple, autorisant le dépannage par l'exploitant

Inconvénients

- Consommation non négligeable d'eau propre
- Coût d'investissement assez élevé

- Rejets des eaux d'égoutture peuvent être chargés en MES
- Siccité moyenne

Filtre presse

Avantages

- Siccité élevée des boues déshydratées

Inconvénients

- Coût d'investissement élevé
- Système encombrant fonctionnant en discontinu

Filtre sous vide

Avantages

- Systèmes fonctionnant en continu

Inconvénients

- Frais d'exploitation élevés : consommations importantes d'énergie et de réactifs
- Siccité moyenne
- Dispositif encombrant

Centrifugeuse

Avantages

- Faible encombrement du dispositif qui fonctionne en continu avec des débits massiques importants
- Coût d'investissement peu élevé
- Faible consommation de réactifs
- Pas de contact avec la boue
- Surveillance réduite et mise en service très rapide

Inconvénients

- Production de boues pâteuses, à siccité moyenne, dont la manutention est parfois délicate.
- Des opérations de dégrillage et dessablage préalables de la boue sont parfois nécessaires
- Consommation d'énergie importante Le centrifugat peut être parfois très chargé en MES.
- Machinerie sophistiquée : les dépannages sont assurés par du personnel qualifié.

Lit de séchage

Avantages

- Siccité finale élevée
- Consommation nulle ou faible de flocculant
- Surveillance quasiment nulle

Inconvénients

- Procédé extensif nécessitant beaucoup de place
- Exploitation coûteuse en main d'oeuvre et aléatoire selon le climat

III.3.7. schéma général de fonctionnement

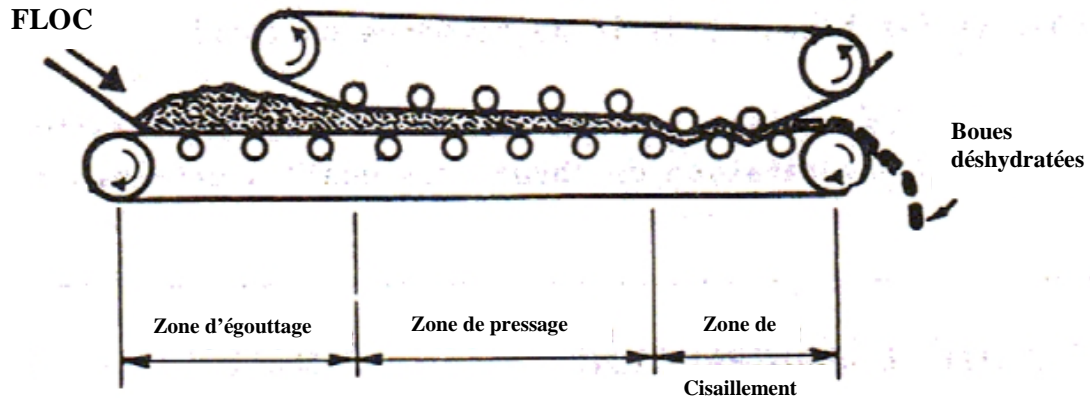


Figure 39 : Filtre à bandes presseuses. (DEGRÉMONT, 1989)

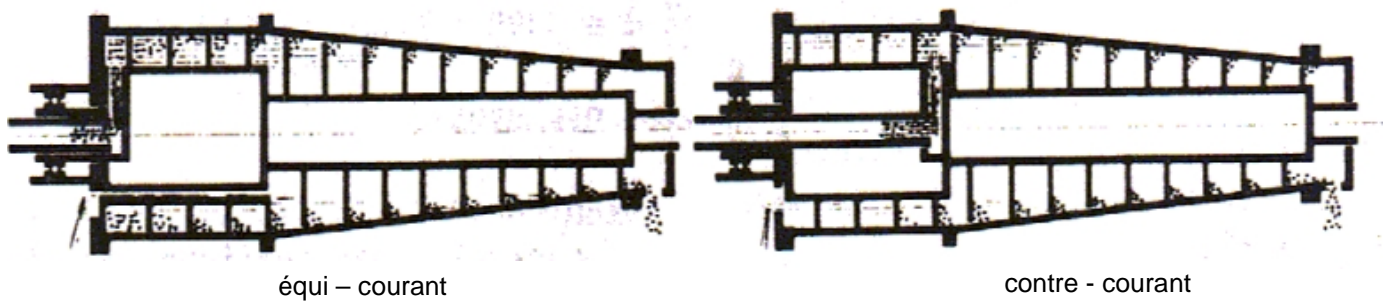
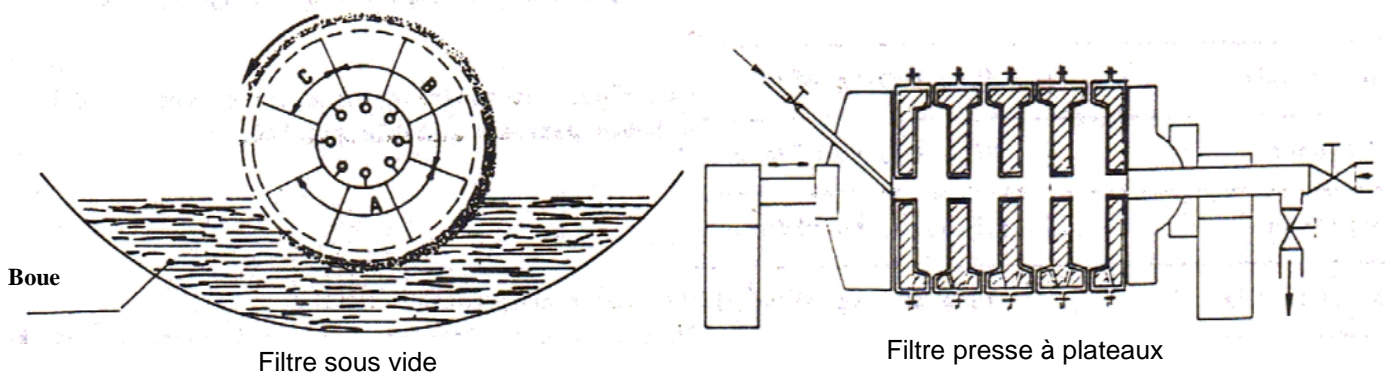


Figure 40 : Centrifugeuse. (BECHAC, 1984)



Principales phases d'un cycle de filtration sur filtre sous vide à Tambour

- A. Formation du gâteau
- B. Essorage du gâteau
- C. Décharge (suppression du vide)

Figure 41 : Types de Filtres. (DEGRÉMONT, 1989)



Figure 42 : Lit de séchage. (Ministère de l'intérieur et de l'environnement, 1990)

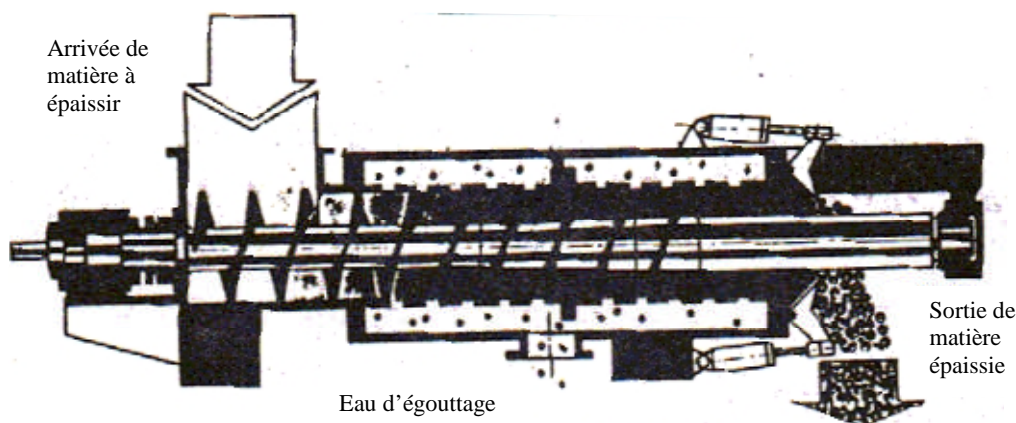


Figure 43 : Presse continue. (DEGRÉMONT, 1989)

III.4. Valorisation agricole des boues

L'épuration des eaux usées domestiques et des eaux usées industrielles non toxiques engendre une quantité importante de boue qu'il faut évacuer régulièrement.

La présence de matières organiques et d'éléments fertilisants dans ces boues, a tout naturellement orienté leur destination vers une utilisation en agriculture, d'autant plus intéressante qu'elle est le plus souvent moins coûteuse qu'une élimination en incinération ou mise en décharge.

Les boues urbaines contiennent en moyenne de 1 à 7 g d'azote et de 0,5 à 2,5 g de phosphore pour 100 g de matières sèches. Ces valeurs peuvent être dépassées dans le cas de traitement d'eaux industrielles : abattoirs, laiteries...

La libération de ces substances vers la plante s'effectue progressivement.

Cependant, la valorisation agricole des boues comporte des limites liées à la concentration en éléments toxiques et/ou en germes pathogènes.

Les risques qui en découlent appellent à des précautions voire des restrictions d'utilisation. Si le risque toxique est bien appréhendé et répond dans beaucoup de pays à une norme, celui des pathogènes n'est pas toujours parfaitement maîtrisé.

En effet, il existe un nombre important de germes susceptibles d'être présents dans les boues et pour cette raison, il est préférable d'épandre sur des cultures non utilisées pour la consommation humaine ou sur celles dont la consommation s'effectue cuite : floriculture, arboriculture, cultures céréalières (Omnium de Traitement et de Valorisation, 1997 ; DÉLÉRY et al., 2007).

Conclusion générale

Vu l'évolution démographique et urbaine des villes Algérienne et vu les déséquilibres écologiques susceptible d'être posés par la pollution sur le milieu naturel en général et aquatique en particulier, la construction d'une station d'épuration des eaux usées aux villes s'impose et s'avère plus que nécessaire.

Une eau polluée est surtout une menace pour la contamination de l'eau potable. On estime qu'un litre d'eau polluée engendre la pollution de six litres d'eau salubre, et que 25 gouttes d'huile de moteur suffisent pour polluer un mètre cube d'eau. La pollution participe de ce fait à diminuer les volumes d'eau utilisables par les populations. Elle engendre aussi les maladies et les phénomènes d'eutrophisation dans les réserves d'eau et déséquilibre l'environnement naturel.

Par ailleurs, des efforts doivent être consentis par l'état pour accélérer l'installation de procédés et de systèmes d'épuration des eaux usées non seulement pour les grandes agglomérations mais aussi celles qui sont situées à l'Amont des barrages et des grandes nappes aquifères. Le contrôle des rejets liquides industriels est devenu également une urgence pour préserver les milieux récepteurs et notamment les ressources en eau contre la pollution.

Des mesures à la fois incitatives, pour l'installation de procédés moins polluants et de systèmes d'épuration et dissuasives, pour atténuer la pollution industrielle, doivent être mises en œuvre par les pouvoirs publics.

Ces efforts pour installer des systèmes d'épuration des eaux usées ménagères ou industrielles resteraient cependant vains, si les exploitants ne sont pas d'une part, dotés de moyens adéquats pour le fonctionnement et la maintenance des installations et d'autre part, responsabilisés quant aux résultats attendus, dont la finalité est la préservation du milieu naturel et la protection de la qualité des eaux.

Enfin, il reste à signaler que le rendement d'une station d'épuration et même sa durée de vie est étroitement liées à l'entretien et à la gestion de celle-ci.

Références bibliographiques

- BECHAC J. P., BOUTIN P., MERCIER B. et NUER P. (1984) : Traitement des eaux usées, Éditions Eyrolles. Paris. 289 p.
- BOURRIER R., (1991) : les réseaux d'assainissement : calculs, applications et perspectives. 3^{ème} Edition. Revue et augmentée. Éditions LAVOISIER- TEC et DOC. Paris. ISBN: 2-85206-711-0. Pp. 151-186.
- BOURRIER R., Satin M. Selmi B. (2017) : Guide technique de l'assainissement : collecte, épuration, conception et exploitation. 5^{ème} Edition. Editions Le MONITEUR. ISSN : 1257-9823. ISBN: 978-2-281-11924-4. Pp. 13-221.
- DAGOT C. LAURENT J. (2014) : module d'enseignement ASTEP. Version1.0. (traitement des eaux résiduaires urbaines). UVED (Université Virtuelle Environnement & Développement Durable). Université de Limoges. pp. 18-157.
- DEGRÉMONT (1989) : Mémento technique de l'eau. 9^{ème} éd. Paris, Lavoisier (2 vol.).
- DÉLÉRY L., Gay G., Denys S., (2007): Évaluation des risques sanitaires des filières d'épandage des boues de stations d'épuration. Introduction générale. Convention ADEME N° 03 75 C 0093 et 06 75 C 0071. ADEME/ SYPREA/ FP2E/INERIS. 35p.
- DHAOUADI H. 2008 : Traitement des Eaux Usées Urbaines : Les procédés biologiques d'épuration. Université Virtuelle de Tunis. 29p
- DJEDDI H., (2007) : Utilisation d'une eau de station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaines. Thèse de magister en Écologie et environnement. Université Mentouri Constantine. Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie. Département des Sciences de la Nature et de la Vie. Pp. 3-28.
- ECKENFELDER W.W.(1982) : Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Edition technique et documentation. TEC et DOC Lavoisier, Paris.
- EDELIN F. (1988) : L'épuration biologique des eaux résiduaires. 3eme édition, Cebedoc, Liège, Tec et Doc-Lavoisier, Paris. 287 p.
- GAÏD A. (2008) : Traitement des eaux usées urbaines. Ingénieur Process. Direction technique. Omnium de Traitement et de Valorisation (OTV). Techniques de l'Ingénieur, traité Construction ref. C 5 220. 28p.
- GOMELLA C. & GUERREE H. (1978) : Le traitement des eaux publiques, industrielles et privées», Ed. Eyrolles, Paris, 262 p.
- GROSCLAUDE G., (1999) : L'eau : Milieu naturel et maîtrise. Tome 1 et tome 2 : Usages et polluants. Versailles, Institut National de la recherche Agronomique (Coll. « Un point sur ... »), 204 p. et 210. p. (ISBN 2-7380-0855-0 et 2-7380-0864-X)
- Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire N° 60 (2005). Loi n° 05-12 du 28 Jomada Ethania 1426 correspondant au 4 août 2005 relative à l'eau. pp. 03-14.

www.joradp.dz/HFR/Index.htm.

- MARTIN G., (1982) : Point sur l'épuration et le traitement des effluents. Eau-Air. – vol. 1. Problèmes biologiques généraux. Paris, Technique et Documentation (1982).
- MARTIN G., (1985) : Point sur l'épuration et le traitement des effluents. Eau-Air. –vol. 2. Bactériologie des milieux aquatiques. Aspects écologiques et sanitaires (2 t.). Paris, Techniques et Documentation (1985).
- MARTIN G., (1987) : Point sur l'épuration et le traitement des effluents. Eau-Air. – vol. 3. Phosphore. Paris, Technique et Documentation (1987).
- MARTIN G., (1990) : Point sur l'épuration et le traitement des effluents. Eau-Air. – vol. 4. Odeurs et désodorisation. Paris, Technique et Documentation (1990).
- Ministère de l'intérieur et de l'environnement (1990) : Recueil à l'usage des inspecteurs chargés de la protection de l'environnement. Direction pour la protection contre les pollutions et les nuisances. 266 p.
- MONTIEL A. (1986) : Contrôle de la pollution de l'eau. C 5250, vol. C5. Techniques de l'Ingénieur, traité Construction.
- Omnium de Traitements et de Valorisation (O.T.V) (1997) Traiter et valoriser les boues. Ouvrage collectif n°2, Editions Lavoisier TEC & DOC. Paris. ISBN 2-9511059-0-8. 295 p.
- OMS (1989) : Utilisation des eaux usées en agriculture et en aquiculture : recommandations à visées sanitaires. Rapport d'un groupe scientifique de l'OMS, Organisation Mondiale de la Santé, Série de Rapports techniques 778, 84 p.
- OUALI M. S., (2008) : cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux. 2^{ème} édition. 2.10.4334. ISBN. 978.9961.0.0520.0. .OPU. 2008. 156p.
- REJSEK F., (2002) : Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques. Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine (CRDP). Bordeaux. 358 p.
- RICHARD C. (1996) : Les eaux, les bactéries, les hommes et les animaux. Ed. Scientifique et médicales Elsevier. Paris. France, 115 p.
- RODIER., (2005) : L'analyse de l'eau : eau naturelle ; eau résiduelle ; eau de mer ; 8^{ème} Edition Dunod. 1384p
- SADAWSKI A.G. (2002) : Méthodes de calcul d'une filière de traitement. Boues activées très faible charge. Nitrification et dénitrification, traitement du phosphore. Laboratoire HSU ENGEES. 103p.
- VALIRON F. et TABUCHI J.-P. (1992) : Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie : État de l'art. Paris, Technique et Documentation
- ZELLA L., (2007) : L'eau pénurie ou incurie. OPU. Edition 2.02.4894. ISBN. 978.9961.0.1059.4. pp. 61-66.