

Faculté des sciences et de la technologie

Département de Chimie Industrielle



جامعة محمد خيضر
ببسكرة

Cours de traitement physico-chimique et biologique des eaux usées

Deuxième Année de Master en Génie des procédés d'environnement

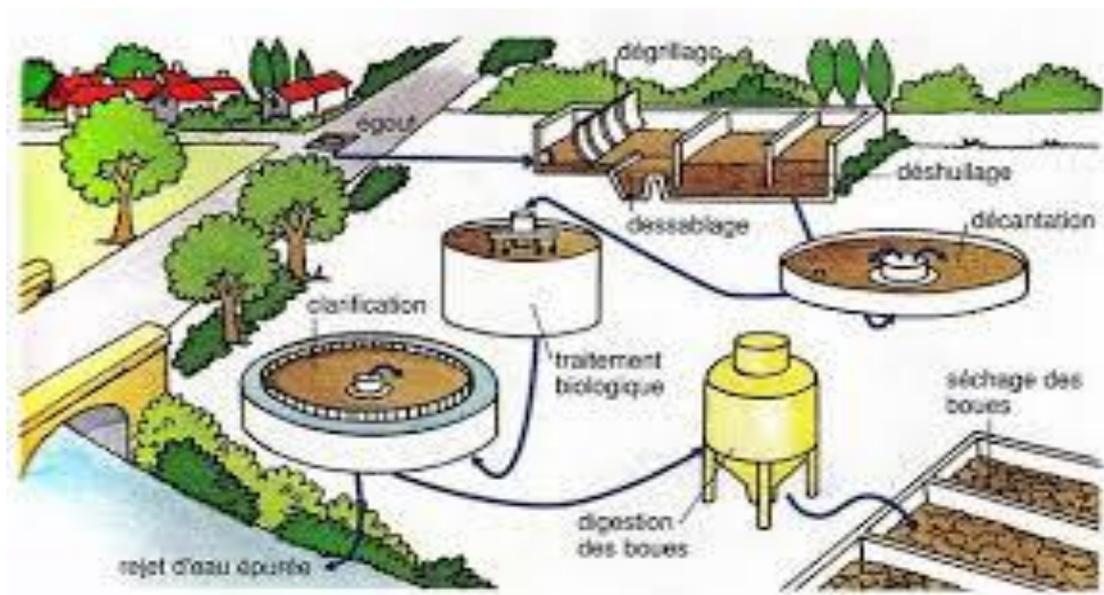
Dr FADEL Amar

MCA à université MOHAMED KHIEDER –BISKRA

2022/2023

ammfad@yahoo.fr

am.fadel@univ-biskra.dz



Présentation du module

Domaine : Sciences et technologies

Filière : Sciences et génie de l'environnement

Spécialité : Génie des procédés de l'environnement

Semestre : 3 Unité d'enseignement : UEF 2.1.1

Matière : Traitement Physico chimique et biologique des eaux usées

VHS : 67h30 (Cours : 3h00, TD : 1h 30)

Crédits : 6 / Coefficient : 3

Objectifs de l'enseignement

Le contenu de ce module doit être suffisamment fourni pour permettre aux étudiants de comprendre les fondamentaux du traitement des eaux usées par voie biologique et pouvoir dimensionner les stations d'épuration.

Connaissances préalables recommandées :

Les notions fondamentales de chimie et du génie des procédés

Mode d'évaluation :

Contrôle contenu : 40%.

Examen : 60%

Contenu de la matière :

CHAPITRE I : Généralités et caractéristiques des eaux usées

CHAPITRE II : Objectifs et schémas de traitement des eaux usées

CHAPITRE III : Les traitements physiques (procédés et dimensionnement)

CHAPITRE IV : Traitement Biologique (procédés et dimensionnement)

CHAPITRE V : Traitement des boues (procédés et dimensionnement)

Sommaire

CHAPITRE I : Généralités et caractéristiques des eaux usées

I.1. Introduction.....	01
I.2. Origines et types des eaux usées	01
I.2.1 Les eaux usées domestiques.....	01
I.2.2 Les eaux usées industrielles	01
I.2.3 Les eaux usées pluviales.....	02
I.2.4 Les eaux usées de drainage.....	02
I.2.5 Les eaux usées urbaines.....	03
I.2.6 Les eaux usées d'irrigation.....	03
I.3 Caractéristiques des eaux usées.....	03
I.3.1 Du point de vue qualité	03
I.3.1.1 Paramètres physiques.....	03
I.3.1.1.1 La couleur.....	03
I.3.1.1.2 L'odeur	03
I.3.1.1.3 Température	04
I.3.1.1.4 La turbidité.....	04
I.3.1.1.5 Conductivité	04
I.3.1.1.6 Les matières en suspension (MES).....	04
I.3.1.2 Paramètres chimique.....	04
I.3.1.2.1 La demande chimique en oxygène DCO.....	04
I.3.1.2.2 La demande biochimique en oxygène après cinq jours DBO ₅	05
I.3.1.2.3 Potentiel Hydrogène (pH).....	05
I.3.1.2.4 Oxygène dissous.....	05
I.3.1.2.5 Le sulfate.....	05
I.3.1.2.6 L'azote ammoniacal.....	06
I.3.1.2.7 Le Phosphore	06

I.3.1.2.8 Les nitrates	07
I.3.1.3 Paramètres Bactériologiques	07
I.3.1.3.1 Les coliformes	07
I.3.1.3.2 Les entérocoques	08
I.3.1.3.3 Les bactéries sulfito-réductrices	09
I.3.2 Du point de vue quantité.....	09
I.3.2.1 Estimation des débits d'eau usée.....	09
I.3.2.2 Calcul de la population	09
I.3.2.3 Calcul des débits d'eau potable consommée.....	09
I.3.2.4 Calcul des débits d'eau usée.....	09
I.4 Normes de rejets des eaux usées	10
I.4.1 Normes internationales	10
I.4.2 Normes de rejets appliqués en Algérie	11
Exercices.....	12

CHAPITRE II : Objectifs et schémas de traitement des eaux usées

II.1 Objectifs de traitement des eaux usées.....	14
II.2 Etapes du processus d'épuration	14
II.2.1 Les prétraitements	15
II.2.2 Le traitement primaire (décantation primaire)	16
II.2.3 Les traitements secondaires (épuration biologique)	17
II.2.4 Les traitements complémentaires.....	19
II.2.5 Le traitement des boues résiduares.....	19

CHAPITRE III : Les traitements physiques (procédés et dimensionnement)

III.1 Le dégrillage.....	21
III.1.1. Vitesse d'approche.....	24
III.1.2. vitesse de passage entre barreaux.....	24
III.1.3. Colmatage.....	24
III.2. Tamisage.....	24
III.2.1. Différents types de tamis existent.....	24

III.2.1.1 Tamis vibrant.....	24
III.2.1.2 Tamis à tambour.....	25
III.2.2. Calcul des pertes de charge pour une grille propre et colmatée.....	25
Exercices.....	26
III. 3. Dessablage.....	28
III. 3.1. Définition de dessablage.....	28
III. 3.2. Définition du dessableur.....	28
III. 3.3. Types du dessableur.....	28
III. 3.4 Dimensionnement d'un Dessableur- couloir.....	29
Exercices.....	30
III. 3.5 Déshuilage – dégraissage.....	34
III. 3.6 Déshuileur.....	35
III. 3.7 Le dessable et le déshuilage.....	36
III. 3.8 Définition des bassins tampons.....	36
III. 3.8.1 Fonctionnement	36
III. 3.8.2 Les différents types de bassins.....	36
III. 3.8.3 Le temps de séjour dans le bassin.....	36
III. 4. La décantation.....	37
III. 4.1 Principe.....	37
III. 4.2. Type des décanteurs.....	38
III. 4.3. Traitement primaire (Décantation primaire).....	38
III. 5.Sédimentation.....	39
III.5.1 Définition	39
III. 5.2 Le principe de fonctionnement.....	40
III. 5.3 La vitesse de sédimentation.....	40
III 5.4 Les types de sédimentation.....	40
CHAPITRE IV : Traitement Biologique (procédés et dimensionnement)	
IV.1 Introduction.....	42
IV .2 Objectifs de ce traitement.....	42
IV .3 Classification des microorganismes.....	43

IV .4 Composition des microorganismes.....	44
IV .5 Principe de procédé.....	45
IV .6 Principaux paramètres de fonctionnement.....	45
IV .7 Introduction au métabolisme bactérienne	47
IV .8 Réactions biologique.....	47
IV .9 Source de carbone et de l'énergie.....	48
IV .10 Besoin nutritionnels des microorganismes.....	49
IV .11 Les besoins élémentaires et énergétiques.....	50
IV .12 Conversion.....	52
IV .13 Formulation de la croissance bactérienne (Règle de Monod).....	52
IV .14 Conclusion.....	54
IV .15 Les boues activées.....	55
IV.15.1 Définitions.....	55
IV .15.2 Les installations à « boues activées ».....	55
IV .15.3 Boues de recirculation.....	56
IV .15.4 Boues excédentaires.....	56
IV .15.5 Principe des boues activées.....	56
IV .15.6 Domaine d'application.....	57
IV .15.7 éléments d'une station à boues activées.....	57
IV .15.8 Action des micro-organismes.....	58
IV.16 Le lit bactérien procédé intensif.....	60
IV.16.1 Schéma de fonctionnement.....	60
V.17 Traitement des eaux usées par disques biologiques.....	60
V.17.1 Schéma de fonctionnement.....	61
IV.17.2 Avantages et inconvénients du système des disques biologiques.....	62
IV.18 L'infiltration-percolation.....	62
IV.19 Filtres biologiques.....	63
V.19.1 Schéma de fonctionnement.....	64
IV .20 Procédés biologiques naturels	64
IV .20.1 L'épandage.....	64

IV .20.2 Le lagunage naturel.....	65
IV .20.2.1 Principe.....	65
IV .20.2.2 Domaine d'application.....	66
IV .21 Dimensionnement d'une station de traitement des eaux usées.....	66
IV .21.1 Critère de conception de décanteur.....	66
IV .21.2 Critère de conception d'un bassin d'aération.....	67
V .21.3 Dimensionnement du bassin d'aération.....	68
IV.21.3 Bilan des boues.....	70
Exercices.....	72
CHAPITRE V : Traitement des boues	
V.1 Généralités.....	80
V.2 Système de traitement des boues.....	80
V.2.1 Réduction de la teneur en eau des boues.....	80
V.2.2 Epaissement	81
V.2.3 Digestion aérobie.....	83
V.2.3.1 Définition.....	83
V.2.3.2 Procédé conventionnel.....	83
V.2.3.3 Procédé thermophile auto thermique.....	84
V.2.3.4 Procédé de digestion mixte.....	84
V.2.3.5 Procédé anoxie-aérobie.....	85
V.2.4. Processus de digesteur aérobie.....	85
V.2.4.1 Généralités.....	85
V.2.4.2 Mécanismes.....	86
V.2.4.3 Les avantage et Inconvénients.....	86
V.2.5 Digestion anaérobie.....	88
V.2.5.1 Définition.....	88
V.2.5.2 Les paramètres de la digestion anaérobie.....	88
V.2.5.3 Les étapes de digestion anaérobie.....	89
V.2.5.4 Les avantages de la digestion anaérobie.....	90
V.2.5.5 Comparaison des systèmes anaérobie et aérobie.....	92

V.2.6 Lit de séchage.....	92
V.2.6.1 Description et principe de fonctionnement.....	92
V.2.6.2 Paramètres de conception des lits non plantés.....	93
V.2.6.2.1 Facteurs climatiques.....	93
V.2.6.2.2 Types de boues de vidange.....	94
V.2.6 .2. 3 Lits de séchage plantés.....	95
V.2.6 .2. 4 Mécanisme de traitement.....	96
V.2.6 .2. 5 Mécanisme de traitement Infiltration (percolation).....	96
V.2.7 Filtre presse.....	97
V.2.7.1 Fonctionnement.....	97
V.2.7.2. performances.....	99
V.2.8 Les traitements complémentaires.....	99
V.2.8.1 Elimination de l'azote et du phosphore.....	99
V.2.8.2 La désinfection.....	100
V.2.9 Le traitement des boues résiduaires.....	100
V.2.10 Exemple d'une conception.....	102
Références bibliographiques.....	104

CHAPITRE I : GÉNÉRALITÉS ET CARACTÉRISTIQUES DES EAUX USÉES

I.1 Introduction

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. Les eaux usées urbaines sont les eaux consommées et rejetées par les utilisateurs d'une agglomération urbaine. On les appelle aussi « eaux résiduaire urbaines ».

Les eaux usées rejetées ont une composition complexe et nécessitent un traitement avant leur rejet dans la nature.

Les eaux usées regroupent les eaux résiduaires domestiques (les eaux vannes et les eaux Ménagères), les eaux de ruissellement et les effluents industriels (eaux usées des usines). Ils constituent donc un effluent pollué, et qui sont rejetées dans un émissaire d'égout vers le milieu naturel.

I.2 Origines et types des eaux usées

I.2.1 Les eaux usées domestiques

Elles constituent l'essentiel de la pollution et se composent : des eaux de cuisines qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protéines) et des produits détergents : des eaux de buanderie contenant principalement des détergents, des eaux de salle de bains, chargées en produits pour l'hygiène corporelle. Généralement de matières grasses hydrocarbonées.

Des eaux de vannes, qui proviennent des sanitaires (WC), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composée azotés, phosphorés et en microorganismes

I.2.2 Les eaux usées industrielles

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales.

Ces eaux ont une grande variété et peuvent être toxiques pour la vie aquatique, ou pour l'homme. Les eaux résiduaires sont celles qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, qui ont

servi à nettoyer ou laver des appareils, des machines, des installations, des matières premières ou des produits d'une usine, elles peuvent contenir des substances chimiques utilisées au cours des fabrications.

Les liquides résiduaux sont des liquides résultant des fabrications ; c'est le cas des solutions de produits chimiques, des solutions de sous-produits, ou le cas des liquides acides provenant de la vidange des cuves de décapage des métaux.

Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement.

- ils sont directement rejetés dans le réseau domestique.
- ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique.
- ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel.

I .2 . 3 Les eaux usées pluviales

Ce sont des eaux de ruissellement qui se forment après une précipitation. Elles peuvent être particulièrement polluées surtout en début de pluie par deux mécanismes

- ▶ le lessivage des sols et des surfaces imperméabilisées
Les déchets solides ou liquides déposés par temps sec sur ces surfaces sont entraînés dans le réseau d'assainissement par les premières précipitations qui se produisent.
- ▶ la remise en suspension des dépôts des collecteurs par temps sec, l'écoulement des eaux usées dans les collecteurs des réseaux est lent ce qui favorise le dépôt de matières décantables lors d'une précipitation, le flux d'eau plus important permet la remise en suspension de ces dépôts.

I .2 .4 Les eaux usées de drainage

C'est l'eau de lessivage récupérée après irrigation grâce à système de drainage. Les pollutions dues aux activités agricoles sont de plusieurs natures.

- apport aux eaux de surface de nitrates et de phosphates utilisés comme engrais, par suite de lessivage de terre perméables. Ces composés minéraux favorisent la prolifération des algues (phénomène d'eutrophisation) qui en abaissent la teneur en oxygène des eaux courantes compromettent la vie des poissons et des animaux aquatiques.
- apport des pesticides chlorés ou phosphorés, de désherbants, d'insecticides.
- en région viticole, apport du sulfate de composés arsenicaux destinés à la protection des vignes.

I .2 .5 Les eaux usées urbaines

Elles comprennent les eaux usées domestiques et les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage et de lavage des voies publiques). Les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les voies publiques et les marchés entraînent toute sorte de déchets minéraux et organiques de la terre, des limons, des boues, des sables, des déchets végétaux (herbes, pailles, feuilles, graines, etc.) et toutes sortes de micropolluants, hydrocarbures, pesticides, détergents, etc

I.2 .6Les eaux usées d'irrigation

L'utilisation massive des engrais chimique en agriculture peut donner lieu à une pollution des nappes souterraines par suite de l'entraînement dans le sol des constituants les plus habituellement contenus dans les engrais tels que les nitrates, et le potassium. Aussi la pollution des eaux par les pesticides, en particulier par les herbicides consécutifs au ruissellement et au lessivage des terres cultivées environnantes, peut ralentir ou même inhiber le développement de la microflore.

I.3 Caractéristiques des eaux usées

Pour étudier un projet de réalisation d'une station d'épuration et dimensionner les ouvrages de la station, il faut avant tout réunir des données de base concernant les données sur le site les réseaux d'AEP et d'assainissement, la population et équipements. la quantité et la qualité des eaux usées.

I.3.1Du point de vue qualité

Sous ce sous chapitre nous passerons en revue les principaux paramètres physicochimiques analysés au cours de la partie expérimentale ainsi que les paramètres bactériologiques les plus rencontrés dans les eaux usées.

I.3.1.1Paramètres physiques

I.3.1.1.1La couleur

Elle liée au déversement de composés chimiques solubles fréquentant une coloration marquée.

I.3.1.1.2L'odeur

L'eau d'égout fraîche à une odeur douce qui n'est pas désagréable, par contre en état de fermentation, elle dégage une odeur nauséabonde.

I.3.1.1.3Température

Pour l'eau potable, la température maximale acceptable est de 15°C, car on admet que l'eau doit être rafraîchissante. Quand les eaux naturelles sont au-dessus de 15°C, il y a risque de

croissance accélérée de micro-organismes, d'algues, entraînant des goûts et des odeurs désagréables ainsi qu'une augmentation de couleur et de la turbidité. Les variations de température saisonnières peuvent affecter les eaux, surtout quand elles sont superficielles.

I .3.1.1.4 La turbidité

La turbidité des effluents résiduaux et des eaux polluées est en générale très élevée, elle ne peut de ce fait être exprimée en gouttes de silice ou de mastic. La turbidité est donc définie par absorptiomètre.

La turbidité, opposée à la limpidité, est une mesure de la capacité d'une eau à empêcher la pénétration des rayons lumineux grâce aux matières non décantables qu'elle contient.

I .3.1.1.5 Conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau.

I .3.1.1.6 Les matières en suspension (MES)

La détermination des matières en suspension est essentielle pour évaluer la répartition de la charge polluante entre pollution dissoute et pollution sédimentable, car le devenir de ces deux composantes est très différent, tant dans le milieu naturel que dans les systèmes d'épuration.

La composition de MES peut être appréciée par analyse directe, plus souvent, elle est obtenue par différence des caractéristiques des eaux brutes et des eaux filtrées. Ce paramètre exprimé en mg/l correspond à la pollution insoluble particulaire, c'est-à-dire la totalité des particules solides véhiculées par les eaux usées.

I .3.1.2 Paramètres chimique

I .3.1.2.1 La demande chimique en oxygène DCO

Elle représente la teneur totale de l'eau en matières organiques, qu'elles soient ou non biodégradable. Nous noterons cependant que certains composés chimiques ne sont pas oxydés complètement par la détermination de la DCO comme par exemple l'azote organique. La méthode de dosage de la DCO est essentiellement basée sur la mesure de la consommation en oxygène nécessaire à sa dégradation. La DCO est exprimée en (mg.l^{-1}) d'oxygène

équivalente à la quantité de dichromate de potassium consommée par les matières dissoutes et en suspension lorsqu'on traite un échantillon d'eau avec cet oxydant dans des conditions définies par les normes.

I.3.1.2.2 La demande biochimique en oxygène après cinq jours DBO₅

Elle représente la quantité d'oxygène consommée à 20 °C et à l'obscurité pendant cinq jours, pour assurer par voie biologique l'oxydation des matières organiques présentes dans l'eau. La DBO₅ est mesurée par la méthode manométrique qui consiste à mesurer l'évolution de la pression de l'air à l'intérieur d'un flacon contenant l'échantillon de l'eau cette évolution est liée directement à la diminution de la concentration en oxygène de l'atmosphère d'incubation.

La DBO₅ est exprimée en mg. l⁻¹

I.3.1.2.3 Potentiel Hydrogène (pH)

Le pH est un paramètre qui permet de mesurer l'acidité, l'alcalinité ou la basicité d'une eau. Sa mesure doit s'effectuer par la méthode potentiométrique.

I.3.1.2.4 Oxygène dissous

La présence d'oxygène dissous dans l'eau est indispensable, l'oxygène permet de maintenir plusieurs des qualités de l'eau, notamment son goût et son degré d'aseptise. Il est essentiel pour la survie de nombreux organismes aquatiques.

L'oxygène dissous dans l'eau peut provenir :

- De la dissolution de l'oxygène de l'air par diffusion à travers la surface ;
- De l'apport d'un affluent plus oxygéné, surtout dans le cas des rivières, et, parfois même, d'une aération artificielle ;
- De la biosynthèse pour les plantes vertes aquatiques qui, sous l'effet de la lumière solaire, utilisent le CO₂ dissous dans l'eau grâce à leur fonction chlorophyllienne dans le cas du lagunage..

I.3.1.2.5 Le sulfate

La concentration en ion sulfate des eaux naturelles est très variable. Dans les terrains ne contenant pas une proportion importante de sulfates minéraux, elle peut atteindre 30 à 50 mg/L, mais ce chiffre peut être très largement dépassé (jusqu'à 300 mg / L) dans les zones contenant du gypse ou lorsque le temps de contact avec la roche est élevé. La teneur en sulfates des eaux doit être liée aux éléments alcalins et alcalinoterreux de la minéralisation.

Leur présence dans l'eau est généralement due à des rejets en provenance d'ateliers de blanchiment (laine, soie, etc.), d'usines de fabrication de cellulose (pâte à papier, etc.) et d'unités de dé-chloration. Sont utilisées, par ailleurs, les propriétés réductrices des sulfites dans les eaux de chaudières pour éviter la corrosion liée à la présence d'oxygène dissous ; l'injection dans le circuit se fait habituellement en continu à la concentration de 20 mg/L. Cependant un excès d'ions sulfites dans les eaux de chaudières peut avoir des effets néfastes car il abaisse le pH et peut alors développer la corrosion. En cas de rejet dans l'environnement, les sulfites se combinent à l'oxygène en donnant des sulfates.

I.3.1.2.6 L'azote ammoniacal

Pour désigner l'azote ammoniacal, on utilise souvent le terme d'ammoniac qui correspond aux formes ionisées (NH_4^+) et non ionisées (NH_3) de cette forme d'azote. L'ammoniac constitue un des maillons du cycle de l'azote. Dans son état primitif, l'ammoniac (NH_3) est un gaz soluble dans l'eau, mais, suivant les conditions de pH, il se transforme soit en un composé non combiné, soit sous forme ionisée (NH_4^+). La réaction réversible avec l'eau est fonction également de la température et sont les suivantes :

$$\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4\text{OH} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$$

I.3.1.2.7 Le Phosphore

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état minéral ou organique. Les composés phosphorés qui, sans hydrolyse ou minéralisation, répondent aux testspectrophotométrique sont considérés comme étant des ortho phosphates. L'hydrolyse en milieu acide fait apparaître le phosphore hydrolysable et minéralisation, le phosphore organique. Chaque fraction (phosphore en solution ou en suspension) peut être séparée analytiquement en ortho phosphates, phosphore hydrolysable et phosphore organique. Suivant les cas, la teneur en phosphates peut être exprimée en mg/L de PO_4 ou de P_2O_5
 $1\text{mg/L PO}_4 = 0,747\text{ mg/L P}_2\text{O}_5 = 0,326\text{ mg/L}$.

I.3.1.2.8 Les nitrates

Les nitrates se trouvant naturellement dans les eaux provenant en grande partie de l'action de l'écoulement des eaux sur le sol constituant le bassin versant. Leurs concentrations naturelles ne dépassent pas 3 mg/L dans les eaux superficielles et quelques mg/L dans les eaux souterraines. La nature des zones de drainage joue donc un rôle essentiel dans leur présence et l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement des eaux en nitrates.

La teneur en nitrates est en augmentation ces dernières années, de l'ordre de 0,5 à 1 mg/L/an, voire 2 mg/L/an dans certaines régions. Cette augmentation a plusieurs origines :

- **Agricole** : agriculture intensive avec utilisation massive d'engrais azoté ainsi que rejets d'effluents d'élevage. Cette source représente les 2/3 de l'apport en nitrates dans le milieu naturel.
- **Urbaine** : rejet des eaux épurées des stations d'épuration où l'élimination de l'azote n'est pas totale et qui peuvent rejeter des nitrates ou des ions ammonium qui se transformeront en nitrates dans le milieu naturel.

Cette source représente les 2/9 des apports.

- **Industrielle** : rejet des industries minérales, en particulier de fabrication des engrais azotés. Cette source représente 1/9 des apports.

I.3.1.2 Paramètres Bactériologiques

Les bactéries sont ubiquitaires dans la nature car il s'agit probablement des premiers êtres vivants apparus sur la terre (archéobactéries). Seules quelques dizaines d'espèces sont adaptées à l'homme : la plupart sont inoffensives ou même utiles, étant commensales et faisant partie des flores cutanées, digestive, buccale, génitale ; certaines sont pathogènes, opportunistes ; une minorité est régulièrement pathogène. Il nous a paru utile l'étude de quelques bactéries les plus rencontrées :

I.3.1.2.1 Les coliformes

Sous le terme de « coliformes » est regroupé un certain nombre d'espèces bactériennes appartenant en fait à la famille des Enterobacteriaceae.

Les coliformes comprennent les genres : Echerichia, Citrobacter, Enterobacter, Klebsiella, Yersinia et Serratia.

Le terme de « coliformes fécaux » ou de « coliformes-tolérants » correspond à des coliformes qui présentent les mêmes propriétés (caractéristiques de coliformes) après incubation à la température de 44 C°. Le groupe des coliformes fécaux comprend les espèces suivantes : Citrobacter freundii, Citrobacter diversus, Citrobacter amalonaticus, Enterobacter aerogenes, Enterobacter cloacae, Echerichia coli, Klebsiella pneumoniae, Klebsiella oxytoca, Moellerella wisconsensis, Salmonella (sous genre III Arizona), Yersinia enterocolitica.

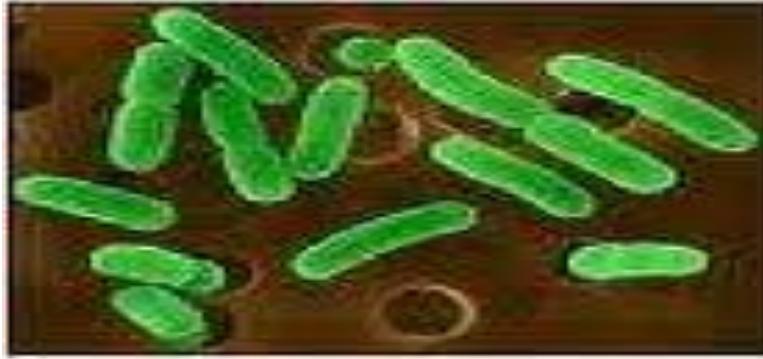


Figure I.1 : Les coliformes fécaux.

I .3.1.2.2 Les entérocoques

Les entérocoques sont des bactéries à métabolisme anaérobie, dite cocci à Gram positif, se présentant habituellement sous forme de chaînettes. Ce sont des pathogènes opportunistes causant des septicémies, infections urinaires, ou abdominales d'origine intestinale. Ils sont la Cause de plus de 10% des infections nosocomiales. Dans l'eau, ce sont des indicateurs de contamination fécale, comme les colibacilles.

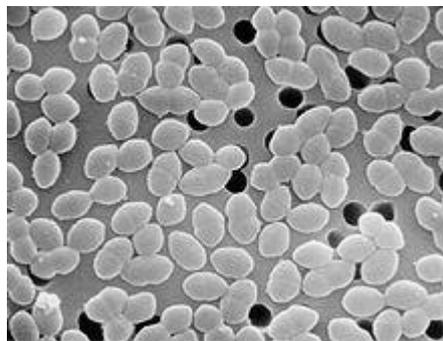


Figure I.2 : Vue au microscope électronique des entérocoques.

I .3.1.2.3 Les bactéries sulfito-réductrices

Les bactéries sulfato-réductrices sont des bactéries anaérobies, comme par exemple *Desulfovibrio* ; ce sont les sulfates qui remplacent l'oxygène pour la respiration cellulaire. Au cours du métabolisme, les sulfates sont réduits en sulfures. Ces sulfures peuvent provoquer une corrosion, appelée bio-corrosion, en particulier sur les palplanches et les réservoirs d'hydrocarbures.



I.3.2 Du point de vue quantité

I.3.2.1 Estimation des débits d'eau usée

Les débits d'eau usée sont estimés à partir de la consommation en eau potable par les usagers (population et équipements tels que les collectivités).

I.3.2.2 Calcul de la population

On applique la formule statistique suivante : $P_n = P_a(1 + \tau)^n$

P_n : population à l'horizon n

P_a : population de l'année de référence

n : nombre d'année

τ : Taux de croissance annuel

I.3.2.3 Calcul des débits d'eau potable consommée

Pour une ville, les consommateurs sont les habitants (population) et tous les équipements

Q (eaux potables consommées) = Q domestique + Q équipements × 1.2

Q totales eaux potable consommée = (population × dotation en eau potable + Q équipements) × 1.2

Q total eau potable consommée = (Population × dotation en eau potable + Q équipements) × 1.2

I.3.2.4 Calcul des débits d'eau usée

a) Débit journalier

$Q_j = D \times N \times R$ Avec

D : dotation (L/hab/J)

N : nombre d'habitant à l'horizon considéré

R : coefficient de rejet (avec R=0.8)

b) Débit moyen horaire

Ce débit est donné par la relation

$$Q_m = \frac{Q_j}{24}$$

c) Débit de pointe

Par définition le débit de pointe est défini par la relation :

$$Q_p = C_p \times Q_m$$

$$\text{Avec } C_p = \begin{cases} 1.5 + \frac{2.5}{Q_m^{0.5}} & \text{si } Q_m \geq 2.8 \text{ l/s} \\ 3 & \text{si } Q_m < 2.8 \text{ l/s} \end{cases}$$

d) Débit diurne

Le débit diurne correspond à la période diurne de 16 heures consécutives au cours de laquelle la station reçoit le plus grand volume d'eau usée, soit :

$$Q_d = \frac{Q_j}{16 h}$$

I.4 Normes de rejets des eaux usées

Les normes de rejet sont des valeurs des paramètres polluants d'une eau usée à ne pas dépasser. On distingue :

I.4.1 Normes internationales

Les normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé pour les eaux usées sont présentées dans le tableau I.1

Tableau I.1. Normes de rejets internationaux

Caractéristiques	Unité	Normes Utilisées (OMS)
pH	-----	6,5-8,5
DBO ₅	mg/L	< 30
DCO	mg/L	< 90
MES	mg/L	< 20
NH ⁺ ₄	mg/L	< 0,5
NO ₂	mg/L	1
NO ₃	mg/L	< 1
P ₂ O ₅	mg/L	< 2

Température	°C	< 30
Couleur	-----	Incolore
Odeur	-----	Inodore

I.4.2 Normes de rejets appliqués en Algérie

Selon les normes Algériennes les valeurs limites maximales de rejet d'effluents sont regroupées dans le tableau I.2.

Tableau I.2. Normes de rejets dans un milieu récepteur

Paramètres	Unités	Valeurs limites	Paramètres	Unités	Valeurs limites
Température	°C	30	Aluminium	mg/L	03
pH	----	6,5 à 8,5	Cadmium	mg/L	0,2
MES	mg/L	35	Fer	mg/L	03
DBO ₅	mg/L	35	Manganèse	mg/L	01
DCO	mg/L	120	Mercure total	mg/L	0,01
Azote Kjeldahl	mg/L	30	Nickel total	mg/L	0,5
Phosphates	mg/L	02	Plomb total	mg/L	0,5
Phosphore total	mg/L	10	Cuivre total	mg/L	0,5
Cyanures	mg/L	0,1	Zinc total	mg/L	03
Huiles et Graisses	mg/L	20	(*) Chrome III +	mg/L	03
Hydrocarbures totaux	mg/L	10	(*) Chrome VI +	mg/L	0,1
Indice Phénols	mg/L	0,3	(*) Solvants organiques	mg/L	20
Composés organiques chlorés	mg/L	05	(*) Chlore actif	mg/L	1,0

Chrome total	mg/L	0,5	(*) Détergents	mg/L	2
--------------	------	-----	-------------------	------	---

Exercice II : On veut réaliser une station d'épuration pour ville de 3208 habitant (en 2017).

Calculer :

1. Nombre de population pour l'horizon de 2047 (taux d'accroissement est 2,8%)
2. Débit moyen journalier ($Q_{\text{moy.j}}$ en m^3/j) si la dotation en eau moyenne par un habitant est de 150 l/j/habitant et le volume rejeté par les habitants est estimé à 80% de la dotation d'approvisionnement en eau potable.
3. Débit moyen horaire ($Q_{\text{moy.h}}$ en m^3/h)
4. Débit de pointe (Q_p en m^3/h)
5. Débit diurne (Q_d en m^3/h)

Solution

1) Calcul le nombre de population pour l'horizon 2047 (30ans)

$$P_f = P_0 \cdot (1 + T)^n$$

$$P_f = 3208 \times (1 + 0,028)^{30} = \mathbf{7346 \text{ habitants}}$$

2) Calcul $Q_{\text{moy.j}}$

$$Q_{\text{moy.j}} = 0.80 \cdot P_f \cdot D = 0.80 \cdot 7346 \cdot 150 \cdot 10^{-3} = \mathbf{881,52 \text{ m}^3/\text{j}}$$

3) Calcul $Q_{\text{moy.h}}$

$$Q_{\text{moy.h}} = Q_{\text{moy.j}} / 24$$

$$Q_{\text{moy.h}} = \mathbf{36,73 \text{ m}^3/\text{h}}$$

4) Débit de pointe (Q_p en m^3/h)

$$Q_p = C_p \cdot Q_m$$

Avec :

$$\text{Avec } \begin{cases} C_p = 1.5 + \frac{2.5}{Q_m^{0.5}} & \text{si } Q_m \geq 2.8 \text{ l/s} \\ C_p = 3 & \text{si } Q_m < 2.8 \text{ l/s} \end{cases}$$

On doit convertir $Q_{\text{moy,j}}$ en l/s $\Rightarrow Q_{\text{moy,j}} = 10,2 \text{ l/s}$

Calcul Q_d

Le débit diurne correspond à la période diurne de 16 heures consécutives au cours de laquelle la station reçoit le plus grand volume d'eau usée, soit :

$$Q_d = Q_{\text{moy,j}} / 16 = 881,52 / 16 = 55 \text{ m}^3 / \text{h}$$

CHAPITRE II : OBJECTIFS ET SCHEMAS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

II.1 Objectifs de traitement des eaux usées

L'eau est utilisée en grandes quantités pour entraîner toutes les souillures tant domestiques qu'industrielles, résultant de l'activité humaine.

Comme elle prend un aspect désagréable, qu'elle dégage de mauvaises odeurs et qu'elle peut véhiculer des germes pathogènes qui sont à l'origine de nombreuses maladies plus ou moins mortelles, il faut s'en débarrasser. Par conséquent, elle devrait être dirigée vers des stations d'épuration où elle subira une chaîne de traitement permettant d'éliminer les substances néfastes et qui devront être évacuées de façon satisfaisante pour l'environnement.

Les eaux usées des agglomérations peuvent être traitées par divers procédés qui reposent sur des phénomènes physiques, chimiques et biologiques, à des degrés d'épuration et à des coûts variables selon le niveau de qualité exigé par le milieu récepteur.

Le traitement des eaux usées est l'ensemble des procédés visant à dépolluer l'eau usée avant son retour dans le milieu naturel ou sa réutilisation. Les eaux usées sont les eaux qui à la suite de leur utilisation domestique, commerciale ou industrielle sont de nature à polluer les milieux dans lesquels elles seraient déversées. C'est pourquoi, dans un souci de protection des milieux récepteurs, des traitements sont réalisés sur ces effluents collectés par le réseau d'assainissement urbain ou privé. L'objectif des traitements est de minimiser l'impact des eaux usées sur l'environnement. Lorsque les eaux traitées sont réutilisées, on parle de recyclage des eaux usées.

II.2 Etapes du processus d'épuration

Le processus d'épuration des eaux usées comprend plusieurs étapes

- * Les prétraitements ;
- * traitement primaire ;
- * Le traitement secondaire ;
- * Le traitement complémentaire ;
- * Le traitement des boues résiduaires

Le Schéma globale d'assainissement et l'épuration comprend la collecte des eaux usées, leur transport et leurs épurations dans la station.

La station d'épuration avec différents phases de traitements présentés dans ce schéma

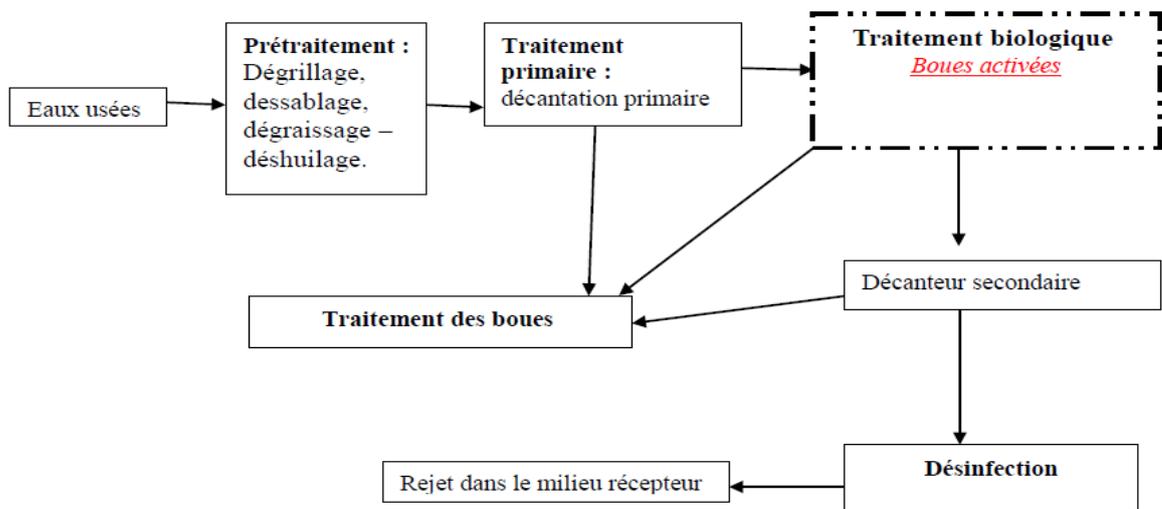


Figure II. 1 : différentes phases de traitement des eaux usées

II.2.1 Les prétraitements

Les eaux usées véhiculent des matières en suspension très hétérogènes et souvent volumineuses. On entend par « prétraitement » une série d'opérations qui a pour but d'éliminer la partie la plus visible de la pollution et la plus gênante sur le plan de l'exploitation des ouvrages. Ils ont un rôle déterminant sur le plan de l'exploitation de la station d'épuration et se compose de :

- ✓ Le dégrillage : Passage de l'eau à travers des barreaux plus ou moins espacés.
 - Grilles grossières: espacement entre barreaux : 60-100mm.
 - Grilles fines : espacement entre barreaux : 10-25mm.

- ✓ Le dessablage : Extraction par sédimentation des graviers, sables et particules minérales, ayant une taille de 0,2 à 2 mm.

- ✓ Le dégraissage-déshuilage : Généralement combiné avec le dessablage, vise la séparation des produits de densité légèrement inférieure à l'eau par flottation naturelle ou accélérée par injection de fines bulles d'air. Nuisibles à la phase biologique du traitement (formation de mousses...) et représentent environ 35 % de la DCO de l'eau brute.

Le schéma suivant (figure II.2) résume les différentes étapes de prétraitements des eaux usées

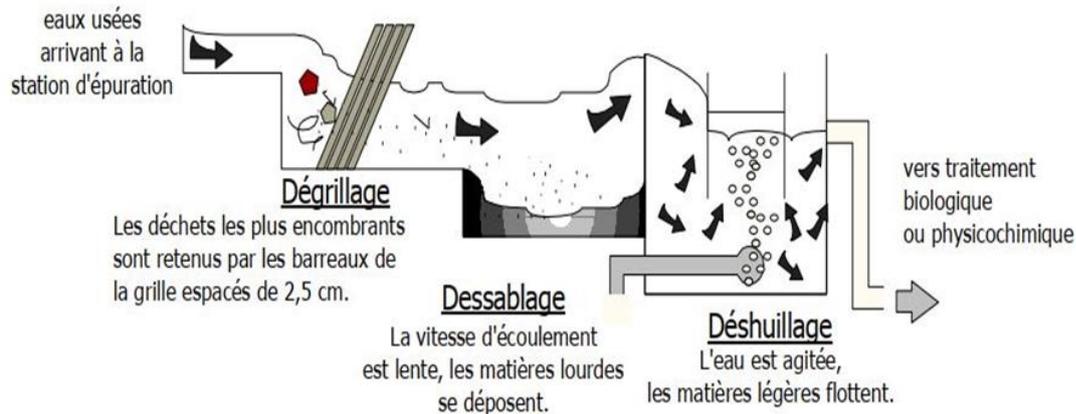


Figure II. 2 : les différentes étapes de prétraitements des eaux usées

II.2.2 Le traitement primaire (décantation primaire)

C'est une opération qui permet d'éliminer les matières en suspension par simple décantation dans un ouvrage de type cylindro-conique à flux vertical ascendant et les matières colloïdales par introduction d'agents chimiques (adjuvants ou réactifs coagulants). On utilise généralement des sels cationiques tels que l'hydroxyde d'aluminium $Al(OH_3)$ ou l'hydroxyde ferrique $Fe(OH_3)$, de la chaux, des électrolytes dont l'objectif est d'accélérer et de favoriser leur précipitation. Ce traitement physico-chimique permet d'éliminer 65 % de la DBO_5 et 60% de la DCO.

Le traitement « primaire » fait appel à des procédés physiques, avec décantation plus ou moins aboutie, éventuellement assortie de procédés physico-chimiques, tels que la coagulation-floculation.

- La **décantation primaire** classique consiste en une séparation des éléments liquides et des éléments solides sous l'effet de la pesanteur. Les matières solides se déposent au fond d'un ouvrage appelé « décanteur » pour former les « boues primaires ». Ce traitement élimine 50 à 55 % des matières en suspension et réduit d'environ 30 % la DBO et la DCO.

- L'utilisation d'un **décanteur lamellaire** permet d'accroître le rendement de la décantation. Ce type d'ouvrage comporte des lamelles parallèles inclinées, ce qui multiplie la surface de décantation et accélère le processus de dépôt des particules. Une décantation lamellaire permet d'éliminer plus de 70 % des matières en suspension et diminue de plus de 40 % la DCO et la DBO.

- La décantation est encore plus performante lorsqu'elle s'accompagne d'une **floculation** préalable. La **coagulation-floculation** permet d'éliminer jusqu'à 90 % des matières en suspension et 75 % de la DBO. Cette technique comporte une première phase d'adjonction d'un réactif, qui provoque l'agglomération des particules en suspension. Les amas de solides ainsi obtenus sont appelés « floccs ».

II.2.3 Les traitements secondaires (épuration biologique)

Dans la grande majorité des cas, l'élimination des pollutions carbonée et azotée s'appuie sur des procédés de nature biologique. Les traitements biologiques reproduisent les phénomènes d'autoépuration existant dans la nature. L'autoépuration regroupe l'ensemble des processus par lesquels un milieu aquatique parvient à retrouver sa qualité d'origine après une pollution.

Les techniques d'épuration biologique utilisent l'activité des bactéries présentes dans l'eau, qui dégradent les matières organiques. En France, c'est aujourd'hui le procédé des « boues activées » qui est le plus répandu dans les stations d'épuration assurant un traitement secondaire.

Parmi les traitements biologiques, on distingue les procédés biologiques extensifs et intensifs.

a) Les procédés biologiques extensifs

Le lagunage utilise la capacité épuratrice de plans d'eau peu profonds. Les eaux usées sont envoyées dans une série de bassins. L'oxygène est apporté par les échanges avec l'atmosphère. La pollution organique se dégrade sous l'action des bactéries présentes dans le plan d'eau. Ce mode d'épuration permet d'éliminer 80 à 90 % de la DBO, 20 à 30 % de l'azote et contribue à une réduction très importante des germes. Il a cependant l'inconvénient d'utiliser des surfaces importantes.

b) Les procédés biologiques intensifs

Ils regroupent toute une série de techniques ayant en commun le recours à des cultures bactériennes qui « consomment » les matières polluantes. Il existe deux grandes catégories de procédés biologiques artificiels.

Les installations à « boues activées » : il s'agit d'un système d'épuration aérobie, c'est-à-dire nécessitant un apport d'oxygène. La culture bactérienne est maintenue dans un bassin aéré et brassé. Les matières organiques contenues dans l'eau se transforment en carbone (sous la forme de dioxyde de carbone - CO₂) sous l'action des bactéries. Les résidus ainsi formés, contenant ce stock de bactéries, sont appelés « boues ». Après un temps de séjour dans un bassin d'aération, l'effluent est renvoyé dans un clarificateur, appelé aussi décanteur secondaire. Ensuite, les boues

sont soit envoyées dans une unité de traitement spécifique, en vue de leur épandage agricole ou de leur élimination, soit réinjectées pour partie dans le bassin d'aération. On qualifie cette opération de « recirculation des boues ».

Les traitements par boues activées éliminent de 85 à 95 % de la DBO₅, selon les installations. C'est le traitement biologique le plus simple et le plus fréquemment utilisé actuellement en France.

Les installations à « cultures fixes ». La technique des lits bactériens consiste à faire ruisseler les eaux à traiter sur un support solide où se développe une culture de micro-organismes épurateurs, le « film biologique » ou « biofilm ». Le rendement maximum de cette technique est de 80 % d'élimination de la DBO₅. Ces procédés équipent moins de 10 % du parc français des stations d'épuration. Ils sont en général réservés aux installations d'une taille inférieure à 2 000 équivalents-habitants.

La biofiltration utilise une culture bactérienne fixée sur un support granulaire. Le milieu granulaire sert à la fois de filtre et de support aux cultures bactériennes. Cette installation offre donc la possibilité de réaliser conjointement la dégradation des matières polluantes et la clarification des eaux usées. Quel qu'il soit, le matériau retenu doit se caractériser par son action filtrante et permettre une fixation maximale des cultures biologiques. Un système d'aération apporte l'oxygène nécessaire à l'intérieur du filtre. Cette technique élimine environ 90 % de la DBO et peut également éliminer l'azote.

c) Les procédés membranaires

Les procédés membranaires combinent des procédés biologiques et physiques. Ces membranes très fines constituent une barrière physique qui retient les micro-organismes et les particules.

d) Clarification et rejet des effluents

A l'issue des traitements, une ultime décantation permet de séparer l'eau épurée et les boues ou résidus secondaires issus de la dégradation des matières organiques. Cette décantation est opérée dans des bassins spéciaux, les clarificateurs. L'eau épurée peut alors être rejetée dans le milieu naturel.

e) La désinfection

Les traitements primaires et secondaires ne détruisent pas complètement les germes présents dans les rejets domestiques. Des procédés d'élimination supplémentaires sont donc employés lorsque les eaux traitées sont rejetées en zone de baignade ou de pisciculture.

Le chlore est le désinfectant le plus courant. Mais la désinfection peut également s'effectuer avec l'ozone ou le brome, voire le dioxyde de chlore.

II.2.4 Les traitements complémentaires

L'élimination de l'azote

Les stations d'épuration prévues pour éliminer les matières carbonées n'éliminent qu'environ 20 % de l'azote présent dans les eaux usées. Pour satisfaire aux normes de rejet en zones sensibles, des traitements complémentaires doivent être mis en place.

L'azote organique se transforme dans les eaux usées en azote ammoniacal (NH_4^+). L'élimination de l'azote ammoniacal est, le plus souvent, obtenue grâce à des traitements biologiques, de « nitrification-dénitrification ». La nitrification consiste en une transformation, par des cultures bactériennes, de l'azote ammoniacal en nitrates (NO_3), une forme oxydée de l'azote. Une seconde phase, la dénitrification, complète le processus. Les nitrates, sous l'action de bactéries « dénitrifiantes », sont transformés en azote gazeux. Ce gaz s'échappe alors dans l'atmosphère.

II.2.5 Le traitement des boues résiduaires

Les boues sont de qualité variable selon la nature des eaux usées entrées en stations d'épuration. Leur nature est relativement stable en sortie d'une même station, à condition que le réseau de collecte en amont soit bien sécurisé. Leur teneur en matière organique font d'elles une matière secondaire très fertilisante. En même temps, elles sont très chargées en substances potentiellement dangereuses : composés organiques, métaux lourds, bactéries pathogènes. Il est admis que les boues piègent 90 % des métaux lourds présents dans les effluents urbains. Ce qui n'est pas sans susciter une certaine inquiétude quand il s'agit de les valoriser par épandage.

La filière boue représente une part considérable des coûts d'exploitation d'une station d'épuration, quelque fois même majeur parmi les autres postes. Cela s'explique notamment par le mode d'élimination et les volumes à transporter. Pour réduire ces coûts, une solution simple consiste à optimiser les coûts de transport en augmentant les installations de stockage. Quant aux modes d'élimination, l'enfouissement et l'incinération présentent un coût conséquent. Bien moindre est le recyclage agronomique ; l'épandage restant cependant à la charge du maître d'ouvrage de la station d'épuration.

Enfin, une autre manière de réduire les coûts d'exploitation et de diminuer l'empreinte écologique de l'élimination des boues d'épuration, consiste à diminuer l'énergie consommée par les installations voire à valoriser l'énergie produite.

Le schéma suivant résume les différentes méthodes de traitement des eaux usées :

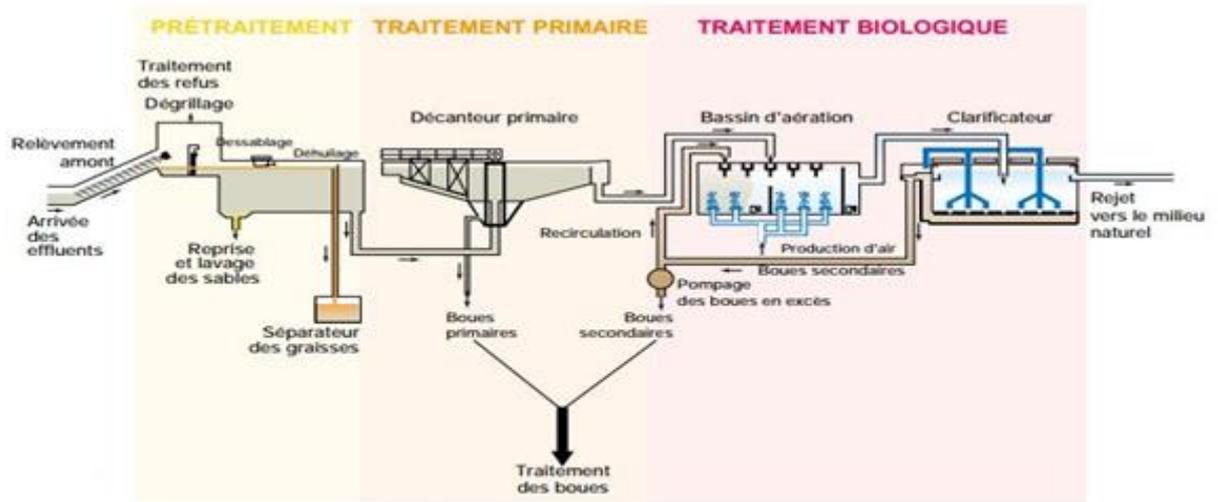


Figure II. 3 : les différentes méthodes de traitement des eaux usées

CHAPITRE III : LES TRAITEMENTS PHYSIQUES (PROCÉDÉS ET DIMENSIONNEMENT)

III.1 Le dégrillage

Cette opération consiste à faire passer l'effluent entre les barreaux d'une grille, dont on retire ainsi de l'eau les fragments de dimension supérieure à l'écartement de la grille, le dégrillage permet de protéger les ouvrages en aval contre l'arrivée de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de l'installation. Il rend également plus efficace les traitements suivants car ils ne sont pas gênés par ces matières grossières.

Le dégrillage est classé en 03 catégories selon l'écartement entre barreaux de grille :

Le dégrillage fin	pour un écartement inférieur à 10 mm
Le dégrillage moyen	pour un écartement de $e = 10$ à 30 mm
Le pré-dégrillage	pour un écartement $e = 30-100$ mm

Les photos 1, 2 et 3 montrent les différentes étapes du dégrillage



Figure III.1 : photo du pré-dégrilleur



Figure III.2 : photo du dégrilleur moyen



Figure III.3 : Photo d'un dégrilleur fin

Les déchets récupérés par les grilles sont évacués vers la benne menue d'une vis spirale qui permet de pousser les ordures vers les bacs de décharges (Photo 4)



Figure III.4 :L'évacuation de déchets vers les bennes de décharge.

Il existe trois types principaux de grille :

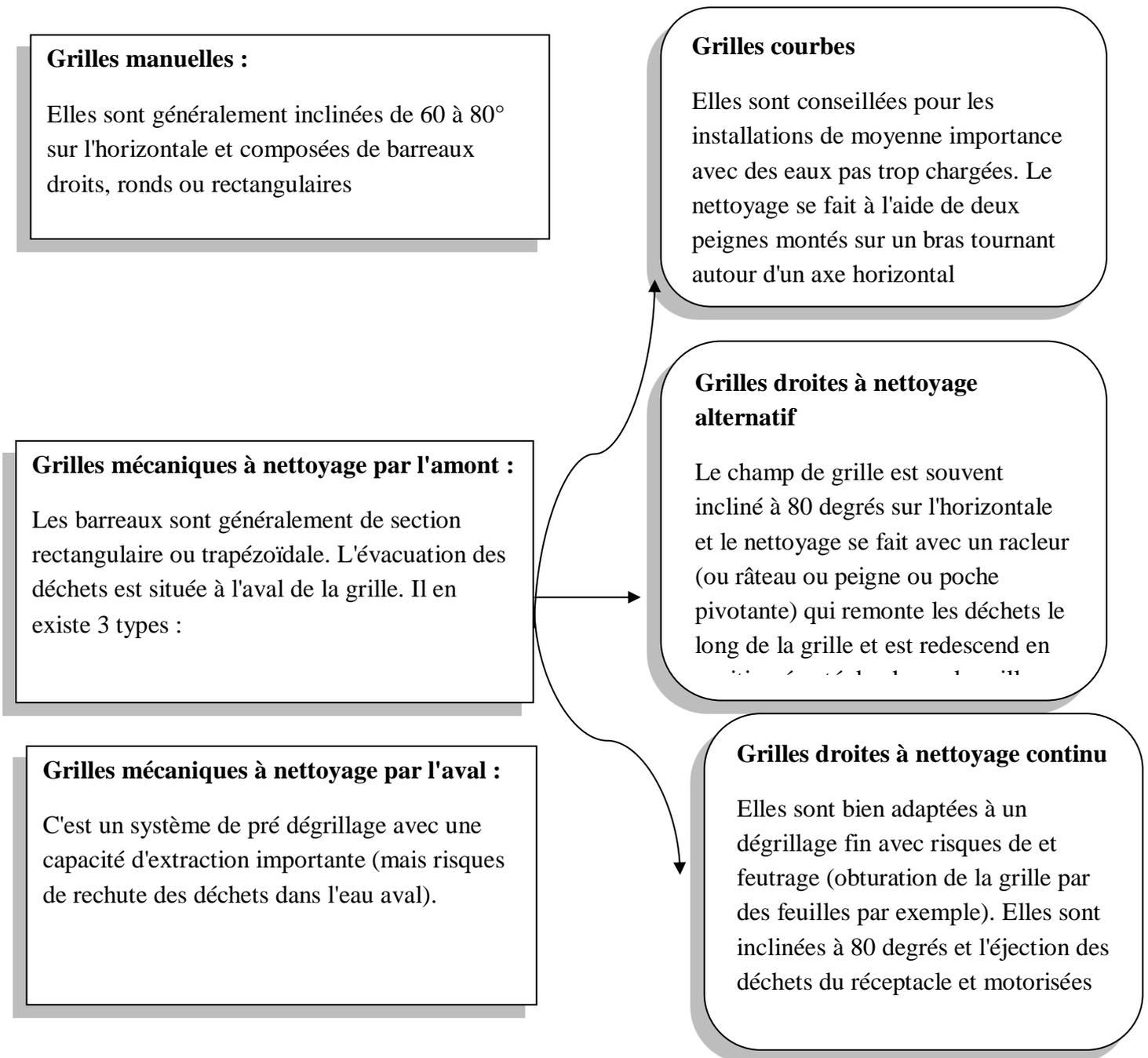


Figure III.5 : Schéma présente les trois types principaux de grille.

III.1.1. Vitesse d'approche

Elle n'excédera pas $0,6$ à $0,7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ au débit de pointe, dans le canal d'amenée. Cette vitesse étant faible, il est donc inévitable d'observer des dépôts en amont de la grille qu'il faut prévenir (mise en place d'un brassage permanent ou séquencé).

III.1.2. vitesse de passage entre barreaux

Elle est communément comprise entre $0,5$ et $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ et peut atteindre $1,00$ à $1,20 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ au débit maximal. Ces vitesses s'appliquent à la section libre de passage, grille colmatée.

III.1.3. Colmatage

Le degré de colmatage tolérable (en pourcentage de la section mouillée libre) dépend de la qualité de l'eau et du système de reprise des résidus sur la grille.

Pour des grilles et tamis automatiques :

Espacement $> 10 \text{ mm}$ environ 25 %.

Espacement 5 à 10 mm environ 50 %.

Espacement $< 5 \text{ mm}$ environ 75 %.

Pour des grilles à nettoyage manuel, la surface de grille immergée doit être calculée beaucoup plus large-ment pour éviter des interventions trop fréquentes.

La perte de charge sera estimée à 10 cm .

III.2. Tamisage

Un tamis peut être une bonne solution pour certaines branches industrielles. Les particules solides de petite taille (comme le sable, les pellets plastiques et autres particules), ainsi que les particules plus grandes n'ayant pas été retenue par un éventuel traitement de dégrillage préalable peuvent être éliminées de l'eau usée à l'aide d'un tamisage. Un nettoyage périodique (automatique ou non) se déroule à l'aide de balais durs, d'air comprimé ou d'eau sous pression.

III.2.1. Différents types de tamis existent

III.2.1.1 Tamis vibrant : plaques métalliques mouvantes munies de perforations. Les vibrations amènent les saletés vers un point de sortie, tandis que l'eau traverse le tamis par les perforations. Tamis rotatif plaque métallique perforée et légèrement pliée de telle manière que les particules retenues glissent vers un conteneur de déchets.

III.2.1.2 Tamis à tambour : est constitué d'un tamis rotationnel qui laisse passer l'eau usée. Les déchets retenus sont généralement éliminés à l'intermédiaire d'un grattoir.

Les grilles et tamis peuvent être utiles dans tous les secteurs pour lesquels des déchets grossiers et/ou des morceaux présents dans l'eau usée doivent être éliminés. Certains types de tamis ont également leur utilisation dans des circuits d'eau fermés, en protégeant ainsi par exemple des tours de refroidissement ou des échangeurs de chaleurs.

On retrouve également les grilles dans les installations domestiques ou dans certains secteurs spécifiques comme l'industrie textile, l'industrie papetière et l'industrie alimentaire.

Les tamis vibrants, tournants et à tambour sont souvent utilisés dans des blanchisseries pour éliminer les fibres grossières et les peluches. En plus de l'élimination des matières en suspension, une partie de la pollution organique est également éliminée. Cette technologie a des applications dans l'industrie alimentaire (traitement de pommes de terre, brasseries, abattoirs, traitement des poissons et des légumes).

Remarque: La vitesse de passage à travers la grille doit être suffisante pour obtenir l'application des matières sur la grille, sans provoquer une perte de charge trop importante, ni entraîner un colmatage en profondeur des barreaux ou un départ des matières avec le flot.

Ces vitesses n'étant pas très élevées, il faudra surveiller la formation de dépôts en amont de la grille et prévoir un système d'évacuation (brassage ou curage).

III.2.2. Calcul des pertes de charge pour une grille propre et colmatée

La perte de charge entre l'amont et l'aval de la grille est exprimée par la relation suivante :

$$\Delta H = C \cdot \frac{v^2}{2g}$$

v : vitesse de passage de l'eau à travers les barreaux

0.6 m/s pour les grilles grossières

1 m/s pour les grilles fines

g : accélération de pesanteur 9.81 m²/s

C est qui en fonction de caractéristiques de la grille

$$C = \alpha \left(\frac{e}{E} \right)^{4/3} \sin \beta$$

Le plus souvent on adopte une section transversale

Section rectangulaire des barreaux $\alpha = 2.42$

Section circulaire $\alpha = 1.73$

La perte de charge admissible peut atteindre 40cm.

Le refus (résidu) des grilles peut se calculer en tenant compte le type de réseaux d'égouts.

Séparatif (eau pluvial, et domestique séparée) et unitaire (eau pluvial et eau domestique) est estimé entre :

R (refus) = 5 - 10 dm³ /hab.an

5 → Séparatif

10 → Unitaires

Exercice III.1

On s'intéresse au calcul d'une grille fine dont l'épaisseur des barreaux est $e = 20$ mm et l'espacement entre les barreaux est de 25 mm.

L'angle $\beta = 60^\circ$ et le tirant d'eau max $h = 0.9$ m, les réseaux d'égouts est de type séparatif, $Q_{\max} = Q_p$ (débit de pointe /sec) = 1.3 m³/l.

Le nombre d'équivalentes habitants est $N_{EH} = 200\ 000$ EH.

1-Calculer la section minimale de la grille

2-Calculer la longueur oblique mouillée (L)

3-Calculer la largeur de la grille

4-Calculer les pertes de charge ΔH

5-Calculer le refus de grille en l/j

- le barreau est de section rectangulaire.

Solution :

1- $S = l \cdot L$

$$Q_{\min} = S \cdot v(1 - B) \cdot Z$$

Z : Taux de colmatage, $Z = 1$ pour grille fine, $Z < 1$ pour grille grossière

1-B : coefficient de vide.

$$1 - B = 1 - \frac{E}{E + e}$$

$$S = \frac{Q}{v(1-B).Z}$$

Z=1 (grille fine)

$$1 - B = 1 - \frac{E}{E + e} = 1 - \frac{25}{25 + 20}$$

$$1-B=0.44 \quad v=1\text{m/s}, \quad Q_{\min}=1.3 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$S = \frac{1.3}{1 \cdot 0.44 \cdot 1} = 2.95 \quad \text{Donc } S=2.95 \text{ m}^2$$

2- La longueur oblique mouillée

$$\sin\beta = \frac{h}{L} \rightarrow L = \frac{h}{\sin\beta} L = \frac{0.9}{\sin 60} = 1.04 \text{ m}$$

3- La longueur (l) de la grille

$$\text{Ona } S = l * L \rightarrow l = \frac{S}{L}$$

$$l = \frac{2.95}{1.04} = 2.84 \text{ m} \rightarrow l = 2.84 \text{ m}$$

4- La perte de charge

$$\Delta H = C \cdot \frac{v^2}{2g}$$

$$C = \alpha \left(\frac{e}{E}\right)^{\frac{4}{3}} \sin\beta$$

$$C = 2.42 * \left(\frac{20}{25}\right)^{\frac{4}{3}} \sin 60$$

$$C=1.56$$

$$\Delta H = 1.56 * \frac{1^2}{2 * 9.81}$$

$$\Delta H = 8 \text{ cm}$$

$$R (\text{refus}) = 5 \frac{\text{dm}^3}{\text{hab.an}}$$

$$R = \frac{5 * 200000}{365}$$

$$R=2740 \text{ l/j}$$

III. 3Dessablage

III. 3.1 Définition de dessablage

Le **dessablage** est de plus en plus associé dans le même ouvrage au déshuilage. Il a pour but d'extraire des eaux brutes les sables, les graisses et particules minérales plus ou moins fines en suspension, de manière à éviter l'abrasion des pompes et conduites en aval. Le sable se dépose dans le fond de l'ouvrage, est raclé ou inspiré par pompes montées sur pont roulant. Le volume extrait par habitant et par an est de l'ordre de 5 à 12 dm³. Les huiles et les graisses en principe flottent car leurs densités sont inférieures à celle de l'eau. On utilise souvent une aération sous forme de bulles d'air qui augmentent la vitesse de montée des particules grasses dont la récupération s'effectue dans une zone de tranquillisation. Le temps de séjour dans ce type d'ouvrage est de 5 à 12 minutes et le débit d'air insufflé est de l'ordre de 0,2 mètre cube et par heure.

III. 3.2. Définition du dessableur

Le dessableur est un appareil mécanique distingué à séparer et à éliminer les graviers, sables ou matières minérales similaires aux déchets entrants.

III. 3.3. Types du dessableur

Il existe différents types de dessableur :

- a) **Dessableur couloir** : ils sont constitués de chenaux profilés. La vitesse d'écoulement dans ces dessableurs varie avec le débit. Le sable est extrait de façon manuelle d'une rigole longitudinale. Leur utilisation est limitée aux petites installations.
- b) **Dessableur rectangulaire** : ces ouvrages permettent de traiter des débits importants pouvant aller jusqu'à 15000 m³/h. Un système d'insufflation peut être installé sur toute la longueur de l'ouvrage. L'air insufflé permet une séparation des matières organiques déposées sur les particules de sables et permet également une séparation des matières flottantes. L'extraction du sable s'effectue de plusieurs façons : par raclage ou par pompe suceuse.
- c) **Dessableur circulaire** : de forme cylindro-conique, la vitesse de balayage du radier est maintenue constante grâce à une alimentation tangentielle de l'eau ou bien par un brassage mécanique. Les particules denses vont pouvoir se plaquer sur les parois de l'appareil par effet centrifuge, et seront recueillies dans le fond conique de l'ouvrage.

III. 3.4 Dimensionnement d'un Dessableur- couloir

Le dessableur classique pour l'épuration des eaux usées urbaines, c'est un bassin qui se présente un conne, un élargissement du canal donnée, leslongueurs (L) sont souvent beaucoup plus grandes que la largeur (b) desdessableurs $L \gg b$.

On dimension le dessableur couloir avec une vitesse d'écoulement de l'eau $v=0.03$ m/s, pour garder cette vitesse C^{ste} et éviter toute perturbation de la chute des particules, on parle à la sortie du dessableur.

Un déversoir et qui peut servir de débitmètredu fait d'une relation linéaire $Q=K *k$

Remarque :

Pour que le dessableur soit efficace est éviter la turbulence, il faut minimiser le nombre de Reynolds (Re), on jouer sur le diamètre hydraulique et donc sur les dimensions du dessableur.

$$\Delta h = 4 * h * k = 4 * \frac{\Omega}{x}$$

$\Omega = b * h$ (Section rectangulaire)

$$X = b + 2h$$

$$\Delta h = 4 * \frac{b * h}{b + 2h}$$

La section optimale sera obtenue par $b = 2 * h$

-il faudra que ces dimensions correspondant bien à l'établissement pluvial.

Il faut comparer les valeurs obtenues à celles des conditions critiques $F=1$ condition de criticité.

$F < 1$ Régime pluvial

$F > 1$ Régime torrentiel

$$F = \frac{v}{\sqrt{g * h_c}} = 1, \quad v_c = \frac{Q}{S_c} = \frac{Q}{b * h_c}$$

$$1 = F^2 = \frac{v_c^2}{g * h_c} = \frac{Q^2}{b^2 * g * h_c * h_c^2} = \frac{Q^2}{b^2 * g * h_c^3}$$

$$h_c = \sqrt[3]{\frac{Q^2}{b^2 * g}} \quad \text{Hauteur critique}$$

$$\text{De même on calcul } v_c v_c = \sqrt{g * h_c}$$

Pour que le regime soit pluvial il faut que :

$$F < 1 \text{ donc } \frac{v}{\sqrt{g \cdot h_c}} < 1 \quad h_c < h, v_c > v$$

Les dessableurs circulaires sont dimensionnés sur la base d'un temps de séjour t_s de 1 à 2 mn.

Exercice III.2

On veut dimensionner un dessableur couloir pour l'élimination des MES minérales tel que :

$d > 200$ mm, la vitesse d'écoulement de l'eau est $v = 0.3$ m/s. vitesse de chute des particules est $u = 0.016$ m/s. vitesse de décantation des MES, $Q_{\max} = Q_p = 1.2$ m³/s (réseau d'égout séparatif).

- 1- Calculer la section verticale.
- 2- Calculer la profondeur et la largeur
- 3- Vérifier que le régime est pluvial
- 4- Calculer la section horizontale de dessableur et sa longueur
- 5- Calculer le temps de séjour
- 6- Calculer le volume de sable retenu par jour, si $N_{EH} = 200000$ EH
- 7- Etablir le bilan de matière entre l'entrée et la sortie du dessableur si l'eau brute contient :

MES (total) = 300 mg/l

MM = 30 % MES (MES minéral)

MVS = 70 % MES (MES organique)

Solution

1- La section verticale

$$Q_{\max} = S_v \cdot v$$

$$s_v = \frac{Q_{\max}}{v} = \frac{1.2}{0.3} = 4 \text{ m}^2$$

2- La profondeur et la largeur

$$S = b \cdot h$$

$$b = 2h$$

$$S = 2 \cdot h^2 \text{ Donc } h = \sqrt{\frac{S}{2}} = 1.41 \text{ m}$$

3-vérification

$$\text{Condition critique : } F = 1 = \frac{v}{\sqrt{g \cdot h}} \text{ avec } \frac{Q}{S_v} = v \text{ donc } F^2 = \frac{v_c^2}{g \cdot h_c} = \frac{Q^2}{b^2 \cdot g \cdot h_c \cdot h_c^2} = \frac{Q^2}{b^2 \cdot h_c^3 \cdot g}$$

$$h_c = \sqrt[3]{\frac{Q^2}{F^2 \cdot b^2 \cdot g}}$$

AN

$$h_c = \frac{1.2^2}{1 * (2.82)^3 * 9.8} = 0.26m$$

$$v_c = \sqrt{g * h_c} = \sqrt{9.81 * 0.26} = 1.6m/s$$

Régime pluvial ($F < 1$)

$$F = \frac{v}{\sqrt{g * h}} = \frac{0.3}{\sqrt{9.81 * 1.41}} = 0.081 < 1 \text{ Donc régime pluvial}$$

$$(h_c, v_c) = (0.26m, 1.6 m/s)$$

$$(h, v) = (1.41 m, 0.3m/s)$$

$h_c < h$ et $v_c > v$ donc régime pluvial

4-Calcul la section horizontale de dessableur et sa longueur

$$Q = S_H * u$$

$$S_H = \frac{Q}{u}$$

AN

$$S_H = \frac{1.2}{0.016}$$

$$S_H = 75m^2$$

$$S_H = L * b \text{ Donc } L = \frac{S_H}{b} = \frac{75}{2.82} = 26.59m$$

5- Le temps de séjour

$$b=2.82m$$

$$L=26.2m$$

$$h=1.41m \quad L \gg b$$

$$t_s = \frac{v}{Q_p}$$

$$t_s = \frac{b * L * h}{Q_p}$$

AN

$$t_s = \frac{2.82 * 26.2 * 1.42}{1.2}$$

$$t_s = 88.13s < 2min$$

5-volume du sable

Réseau séparatif : $R = 5 \text{ dm}^3/\text{hab an}$

$$V_{sable} = \frac{5 * N}{365}$$

AN

$$V_{sable} = \frac{5 * 200000}{365} = \frac{2740l}{j}$$

Le bilan de matière

	Entrée de la station	Sortie du dessableur	Sortie du Décanteur première
MES (mg/l)	300	210+18 = 228	228-136.8 (60%)=91.2
MM (mg/l)	90	18 (20%)	18-10.8 (60%) =7.2
MVS (mg/l)	210	210	210-126 (60%)=84
DBO ₅ (mg/l)	200	200	200-200(35%)=130

Remarque :Le dessablage n'a aucun effet sur l'élimination des matières organique (MVS et DBO₅)**Exercice III.2**

On considère un décanteur primaire rectangulaire calculé sur la base du débit de pointe et le temps de séjour suivants :

$$Q_p = 2000 \text{ m}^3/\text{h}, t_s = 1\text{h } 30 \text{ min}$$

Déterminer :

- 1- La vitesse de décantation sachant que $h=3\text{m}$.
- 2- S_H (section horizontal)
- 3- Largeur (l) et longueur, sachant que ($3 \leq l/L \leq 6$) et ($L/l=10$)
- 4- Volume global du bassin (volume eau + volume des boues)

Solution**1- Vitesse de décantation**

$$v = \frac{h}{t_s}$$

AN

$$v = \frac{3}{1.5} = 2\text{m/h}$$

2- Section horizontal

$$Q_p = 2000 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$Q_p = S_H * v \text{ donc } S_H = \frac{Q_p}{v} = \frac{2000}{2} = 1000 \text{ m}^2$$

3- Largeur et longueur

$$\begin{cases} S_H=1000m^2 \\ (3 \leq l/L \leq 6), L/h=10 \end{cases}$$

$$L/l=3 \text{ donc } L=3l$$

Pour éviter la turbulence au cours la décantation on prend 4 bassins rectangulaire donc

$$S'_H = \frac{1000}{4} = 250 m^2$$

$$S'_H = L * l = 3l * l = 3l^2$$

$$l = \sqrt{\frac{S'_H}{3}} = 9.12m$$

$$L = 3 * l = 27.36m$$

4- Volume global du bassin

$$h_b = \frac{1}{5} h$$

$$V_{bassin} = V_{eau} + V_b = h * S_H + \frac{1}{5} * h * S_H = \frac{6}{5} * h * S_H$$

AN

$$V_{bassin} = \frac{6}{5} * 250 * 3 = 900m^3$$

$$V_{global} = 4 * 900 = 3600m^3$$

Exercice III.3

En supposons on a une eau brute pour laquelle :

$$\begin{cases} DBO_5=200 \text{ mg/l} \\ MES= 250 \text{ mg/l} \\ MM= 30 \% MVS \end{cases}$$

Etablir le bilan de la matière à l'entrée de la station et la sortie du Dec I.

L'eau usée subit un dégrillage +dessaillage avant la Dec I

	Entrée	Sortie de dégrillage	Sortie du dessableur	Décanteur primaire
MES	250	250	175+15=190	76 (-60%)
MM	75	75	15 (-80%)	6 (-60%)
MVS	175	175	175	70 (-60%)
DBO₅	200	200	200	130 (-35%)

III. 3.5 Déshuilage - dégraissage

Les problèmes de déshuilage et de dégraissage en prétraitement des eaux urbaines sont très complexes. En effet, ces deux opérations sont réalisées ensemble bien que correspondant à deux phénomènes physiques différents. Le déshuilage correspond à une opération de séparation liquide- liquide, le dégraissage correspond à une opération de séparation liquide- liquide, le dégraissage correspond à une opération de séparation solide-liquide.

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

Le dégraissage vise à éliminer la présence de graisses dans les eaux usées, graisses qui peuvent gêner l'efficacité des traitements biologiques qui interviennent ensuite. Le dégraissage s'effectue par flottation. L'injection d'air au fond de l'ouvrage permet la remontée en surface des corps gras. Les graisses sont raclées à la surface, puis éliminées (mise en décharge ou incinération).

Le déssableur a pour but d'extraire les graviers, sables et autres particules minérales de diamètres supérieures à 0,2 mm contenus dans les eaux usées, de façon à éviter les dépôts dans les canaux et conduits, à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion. L'écoulement de l'eau à une vitesse réduite dans un bassin appelé « déssableur » entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage. Ces particules sont ensuite aspirées par une pompe. Les sables extraits peuvent être lavés avant d'être mis en décharge, afin de limiter le pourcentage de matières organiques, sa dégradation provoquant des odeurs et une instabilité mécanique du matériau.

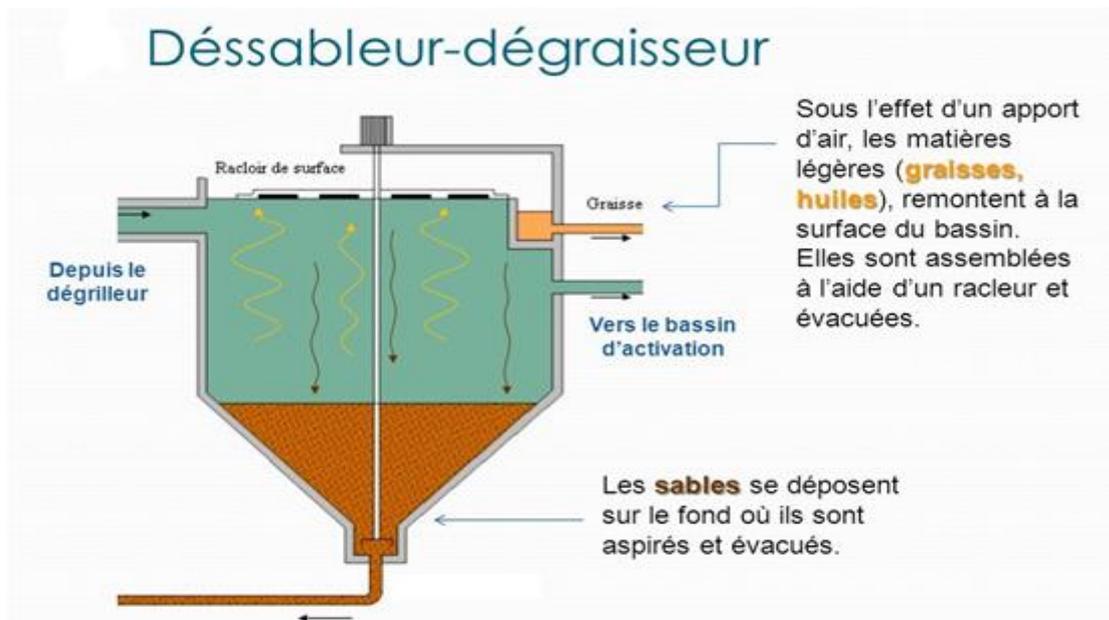


Figure III.6 : Déssableur-dégraisseur

III. 3.6 Déshuileur : C'est généralement le principe de la flottation qui est utilisé pour l'élimination des huiles. Son principe est basé sur l'injection de fines bulles d'air dans le bassin de déshuilage, permettant de faire remonter rapidement les graisses en surface (les graisses sont hydrophobes). Leur élimination se fait ensuite par raclage de la surface. Il est important de limiter au maximum la quantité de graisse dans les ouvrages en aval pour éviter par exemple un encrassement des ouvrages, notamment des canalisations.



Figure III.7 : Déssableur-déshuileur.

III. 3.7 Le dessable et le déshuilage : Les graisses et hydrocarbures, plus légers que l'eau, remontent à la surface, aidés par de fines bulles d'air. Ils sont alors récupérés par raclage. Les sables et graviers, plus lourds que l'eau se déposent au fond du bassin. Ce bassin en forme d'entonnoir facilite leur récupération.

III. 3.8 Définition des bassins tampons

Le terme de bassin d'orage ou de « bassin tampon », lorsqu'il est situé en tête de station et qu'il sert à « lisser » les débits entrants, désigne un ouvrage qui stocke les eaux de pluie sur un réseau unitaire dans l'optique d'un traitement biologique futur en station d'épuration.

Ces bassins ont, en premier lieu, un rôle hydraulique, dans la mesure où ils permettent de stocker les effluents supplémentaires apportés par temps de pluie, et ainsi d'éviter les débordements des réseaux. Ces bassins d'orage ont également un rôle de dépollution. Au sein de ces bassins, la pollution (essentiellement MES et MO) décante et peut être reprise lorsque la capacité d'écoulement du réseau est rétablie.

III. 3.8.1 Fonctionnement

Leur rôle est d'assurer un rôle « tampon » en cas de fort événement pluvieux. Ainsi, le système de collecte des eaux usées envoie le surplus d'eau vers ces bassins. Après une période de stockage durant l'événement pluvieux, l'excédent est progressivement restitué au réseau de collecte pour être traité à la station d'épuration avant de regagner le milieu naturel.

III. 3.8.2 Les différents types de bassins

Les bassins de décantation peuvent être conçus de différentes manières.

Des bassins grands et larges sont généralement utilisés pour de grosses charges hydrauliques. Ces mêmes types de bassin dotés de lamelles permettent :

- d'augmenter la surface de décantation
- diminuer l'emprise au sol de l'ouvrage. On parle de décanteurs lamellaires.

III. 3.8.3 Le temps de séjour dans le bassin

Dans un ouvrage de décantation, nous retrouvons quatre zones :

Alimentation : là où l'effluent arrive

Décantation : zone où les particules se séparent du liquide

Accumulation : là où se forment les boues

Sortie : zone où l'eau traitée s'accumule et s'évacue pour s'assurer que ces quatre zones puissent s'installer dans l'ouvrage, il est nécessaire d'avoir un volume suffisant. Ainsi, le temps de séjour idéal est compris entre 30 minutes et 2 heures. Plus ce temps de séjour est important, meilleure sera la séparation des particules.

Prenons notre exemple précédent avec un débit de 14 m³/h en entrée. Si nous visons un temps de séjour d'une heure et quart, alors le volume devra être de : $14 \times 1,25 = 17,5 \text{ m}^3$.

Pour les petites stations d'épuration, il est recommandé d'avoir un temps de séjour de deux heures au moins pour la décantation primaire. Une heure sera suffisante en décantation tertiaire.

III. 4La décantation

La décantation est une opération de séparation mécanique, par différence de gravité de phases non-miscibles dont l'une au moins est liquide. On peut séparer des phases liquides, une phase solide en suspension dans une phase liquide.

Dans le cadre du traitement de déchets, elle est utilisée afin de séparer les diverses phases en vue d'un traitement spécifique. Par exemple, des boues humides ainsi traitées donneront une phase liquide et des boues sèches qui iront chacune sur une chaîne de traitement particulière (épuration pour la phase aqueuses et valorisation pour les boues). L'illustration la plus répandue de cette technique est la station d'épuration.

III. 4.1Principe

Si on laisse reposer une suspension solide dans une phase liquide, on observe que les particules sous l'action de la pesanteur et de la poussée d'Archimède, tendent à tomber vers le fond ou à remonter à la surface selon leur densité et leur taille. Cette décantation peut cependant être relativement lente pour les très fines particules (sensibles à l'agitation thermique) et les liquides particulièrement visqueux.

Pour que la décantation soit efficace, il faut que donc la vitesse de sédimentation des particules soit supérieure à 8 m/h. Les temps de séjour augmentent lorsque la vitesse de décantation diminue, entre 5 et 8 m/h, une étude économique est nécessaire pour choisir la meilleure alternative entre décantation et aéroflottation.

Ces installations ont pour objectifs (parfois concourants) :

- la clarification, qui donne phase liquide quasi débarrassée de particules solides.

L'épaississement, qui donne une boue à la teneur en solide la plus On distingue deux types d'installations :

- les décanteurs à contact de boues, que l'on alimente périodiquement en effluent (floculé, coagulé...) pour y maintenir la teneur en suspension.
- les décanteurs statiques, que l'on coupe du circuit d'alimentation en effluents pour la durée de la décantation.
- Décantation de particule discrète : de même taille et de même origine.
- Décantation des particules floculantes : la vitesse de chute de ces dernières augmente au fur et à mesure de la chute des particules.

La décantation des particules discrète consiste dans le fait d'éliminer des articles de même taille et de même origine.

La particule durant sa chute est soumise à trois forces qui sont :

- ✓ Force de pesanteur.
- ✓ La poussée d'Archimède.
- ✓ Les forces de frottement.

Décanteur lamellaire

Le liquide à clarifier remonte entre des plaques parallèles inclinées, ou parfois à l'intérieur d'un empilement de tubes inclinés.

Cette disposition augmente considérablement la surface de décantation, tout en assurant une bonne répartition du fluide dans l'appareil.

Une inclinaison correcte des plaques ou des tubes permet aux sédiments de glisser vers le bas du décanteur, ou ils peuvent être récupérés sous forme de boues.

III. 4.2. Type des décanteurs

- a) Décanteur à flux vertical
- b) Décanteur à flux horizontal
- c) Décanteur à flux incliné
- d) Décanteurs particuliers : décanteurs centrifuges

III. 4.3 Traitement primaire (Décantation primaire)

Les eaux prétraitées sont acheminées vers le répartiteur afin de les distribuer de manière égale entre les 3 décanteurs primaires (Tableau III. 1 et figure III.8)

La décantation primaire a lieu au niveau de trois décanteurs de grandes dimensions et de forme cyclo-conique. Elle consiste d'éliminer la matière en suspension, celle-ci décante au fond du bassin, constituant les boues primaires. Elles sont récupérées ensuite par raclage du fond de bassin, puis acheminées vers des épaisseurs.

Tableau III.1 : Caractéristiques du décanteur

Surface totale	3000 m ²
Nombre d'ouvrages	3
Surface unitaire	1000 m ²
Diamètre	39 m



Figure III.8 : Photo d'un décanteur primaire

III. 5 Sédimentation

III. 5.1 Définition

La sédimentation est un processus physique de traitement de l'eau utilisant la gravité pour éliminer les solides en suspension de l'eau.

Les particules solides entraînées en mouvement par la turbulence de l'eau peuvent être éliminées naturellement grâce à la sédimentation dans une étendue d'eau calme, comme des étangs ou des lacs. Les bassins de décantation sont des ouvrages construits dans le but de

collecter les solides entraînés par la sédimentation. On utilise alors la vitesse de sédimentation pour dimensionner les ouvrages

III. 5.2. Le principe de fonctionnement

L'élimination des matières en suspension par sédimentation dépend de la taille et de la densité des particules. Les particules suspendues traversant un bassin de décantation peuvent rester en suspension si leur densité est similaire à celle de l'eau alors que des particules très denses traversant le même ouvrage peuvent décanter. En station d'épuration, on mesure l'aptitude d'une boue à la décantation grâce à l'indice de boues.

III. 5.3. La vitesse de sédimentation

La vitesse de sédimentation d'une particule est sa vitesse descendante théorique dans l'eau claire et stagnante. Une particule ne sédimentera que si :

Dans un flux longitudinal, le rapport de la longueur du réservoir à la hauteur du réservoir est supérieur au rapport de la vitesse de l'eau à la vitesse de sédimentation.

Dans un flux ascendant vertical, la vitesse de l'eau ascendante est inférieure à la vitesse limite de sédimentation.

III. 5.4. Les types de sédimentation

a) Sédimentation dans la zone

Pour la floculation de particules dans les flocons ne se déposent pas comme ça unité indépendante mais unifiée Décélération totale du tassement

b) Sédimentation par compression

Le milieu est très concentré

Les particules forment une structure

La sédimentation résulte de la modification de cette structure

c) Sédimentation de particules floculantes

Dans un milieu encore dilué ($50 < \text{MES} < 500$ mg/L)

Les particules s'agrègent pour former des flocs de plus en plus gros

La vitesse augmente avec la taille des flocs.

L'extraction des boues est effectuée soit à la pelle mécanique, soit par poste de pompage lorsque la boue n'est pas trop épaisse et peut être pompée, ou encore par des camions de vidange puissants. Dans les stations de traitement des eaux usées, l'évacuation des boues des décanteurs est généralement réalisée par des dispositifs mécaniques de pompage.

CHAPITRE IV : TRAITEMENT BIOLOGIQUE (PROCÉDÉS ET DIMENSIONNEMENT)

IV.1 Introduction

Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Cette microflore, extrêmement riche, peut s'adapter à divers types de polluants qu'elle consomme sous forme de nourriture (substrats). Il est ainsi possible d'utiliser systématiquement cette microflore dans un processus contrôlé pour réaliser l'épuration des eaux résiduaires.

La pollution des eaux résiduaires urbaines et industrielles peut se caractériser selon son état (solide, colloïdal ou en suspension) et sa nature (minérale ou organique). L'élimination de la pollution organique sous forme finement colloïdale ou en solution, est essentiellement le fait de procédés d'épuration biologiques. Dans l'état actuel de nos connaissances, la voie biologique constitue, en raison de son efficacité et de sa rusticité, le mode le plus utilisé d'épuration secondaire des eaux résiduaires urbaines et de certaines eaux industrielles. Son principe est de provoquer en présence ou non d'oxygène une prolifération plus ou moins contrôlée de micro-organismes capables de dégrader les matières organiques apportées par l'effluent. Il s'agit en fait d'un véritable transfert d'une forme non accessible de la pollution (matières colloïdales et dissoutes) en une forme manipulable (suspension de microorganismes).

IV .2 Objectifs de ce traitement

Le traitement des eaux usées est l'ensemble des procédés visant à dépolluer l'eau usée avant son retour dans le milieu naturel ou sa réutilisation. Les eaux usées sont les eaux qui à la suite de leur utilisation domestique, commerciale ou industrielle sont de nature à polluer les milieux dans lesquels elles seraient déversées. C'est pourquoi, dans un souci de protection des milieux récepteurs, des traitements sont réalisés sur ces effluents collectés par le réseau d'assainissement urbain ou privé. L'objectif des traitements est de minimiser l'impact des eaux usées

sur l'environnement. Lorsque les eaux traitées sont réutilisées, on parle de recyclage des eaux usées.

IV .3Classification des microorganismes

On sait qu'il existe un nombre immense d'organismes très divers qui sont aptes à produire au moins de faibles quantités d'acide Lactique. Il doit donc procéder avec prudence, si l'on établit une famille de bactéries lactiques en se fondant uniquement sur l'aptitude particulièrement développée à forme de l'acide lactique. Cependant, les bactéries que nous appelons les véritables bactéries' lactiques possèdent en commun tant d'autres propriétés, que leur étroite parenté ne paraît point douteuse. C'est ainsi que, à l'égal des animaux, elles se montrent excessivement exigeantes à l'égard de la nature de leur nourriture azotée et qu'elles ne peuvent croître qu'en présence de protéines ou de complexes d'acides-aminés ; et, chose singulière, elles ne sont point capables de libérer l'oxygène de l'eau 'oxygénée. De plus, ces bactéries .sont dépourvues du pouvoir de 'réduire les nitrates ; et elles ne produisent pas de végétation de surface dans les cultures de piqûre.

Les scientifiques du sol utilisent généralement une classification de ces organismes selon leur taille même si d'autres classifications existent aussi (classifications selon le régime alimentaire, selon leur habitat).

Dans cette classification on range les bactéries et les champignons dans le groupe des microorganismes (dont la taille ou le diamètre est inférieur à 10 μm).

Les protozoaires et les nématodes dont la taille est comprise entre 10 et 200 μm sont classés dans le groupe de la microfaune.

Ensuite, la méso faune comprend principalement les collemboles et les acariens (entre 200 μm et 2 mm).

Enfin, la macrofaune comprend les invertébrés dont la taille est supérieure à 2 mm : les principaux représentants sont les vers de terre, les larves d'insectes, les myriapodes, les limaces...

Certaines classifications incluent le groupe de la mégafaune comprenant les vertébrés vivant dans le sol, comme la taupe ou le campagnol.

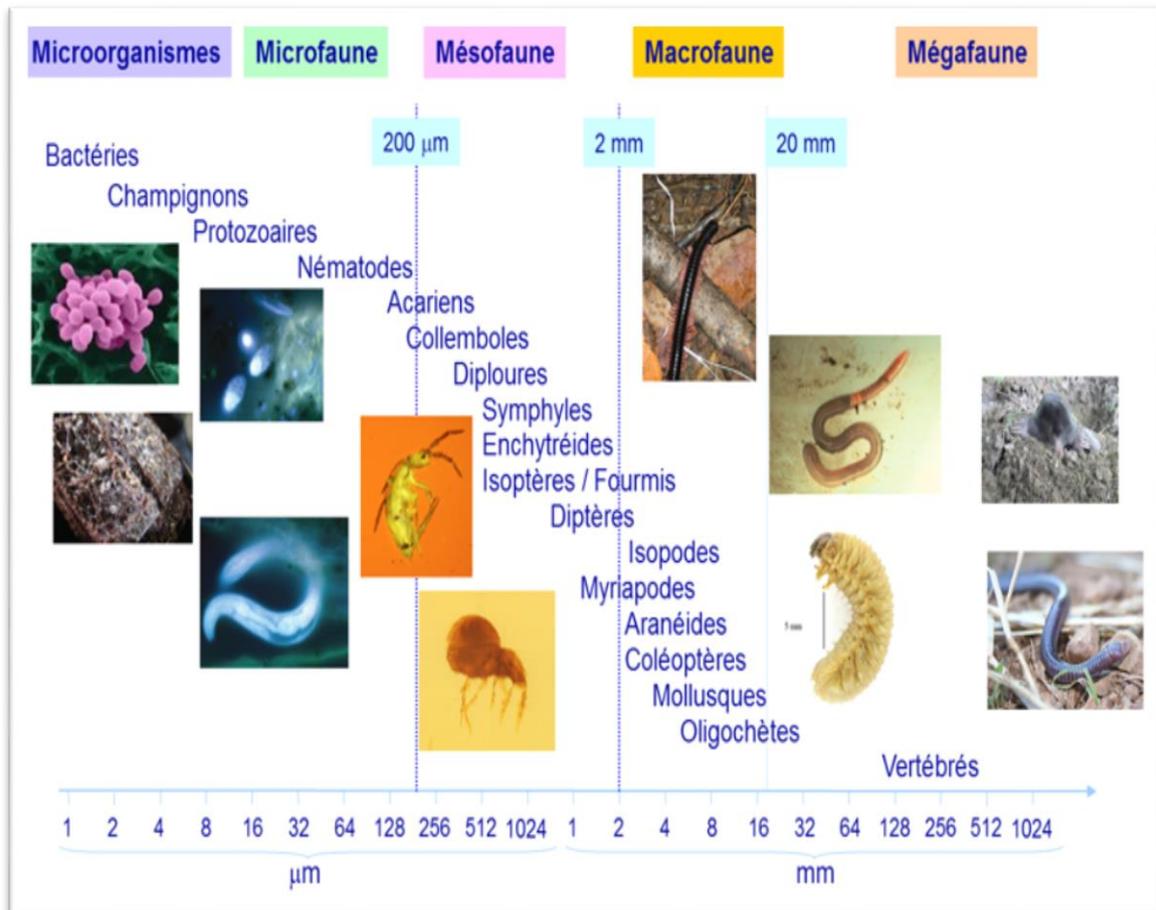


Figure IV.1 : classifications des bactéries.

IV .4 Composition des microorganismes

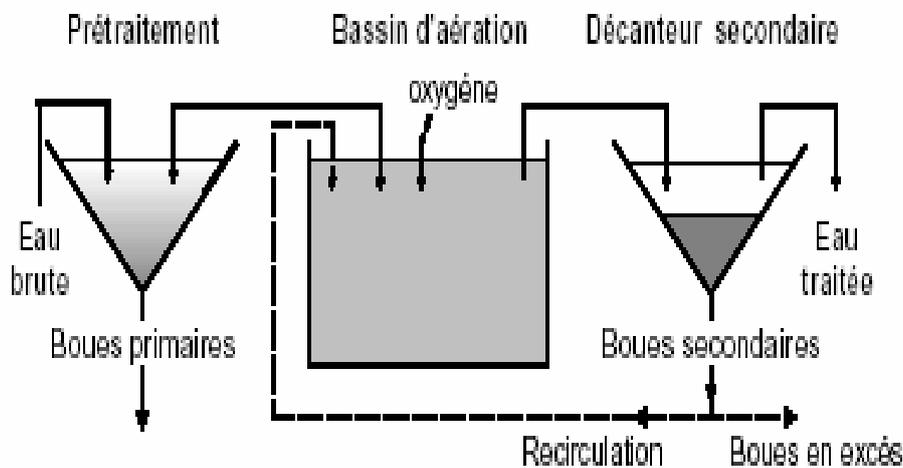
Les microorganismes eux-mêmes, ceux qui sont présents dans la communauté du sol, et en quelle proportion, peuvent affecter la vitesse de décomposition des différents types de matériaux végétaux.

La plupart du temps, les communautés présentes et semblent être le reflet des conditions locales des substrats généralement répartis : par exemple, un sol forestier sur lequel il y a beaucoup de bois morts en décomposition, on trouvera une communauté fongique importante avec beaucoup de types de champignons contribuant à la dégradation du bois.

Mais dans certains cas, par exemple en cas de pollution aux métaux lourds, on a observé une diminution de la biomasse et de l'activité de l'ensemble de la communauté microbienne, ou de certains types de microorganismes responsables de la dégradation de composés particuliers, ce qui a eu pour effet de ralentir la décomposition.

IV .5 Principe de procédé

Le principe du procédé consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation) en brassant suffisamment le milieu pour éviter la décantation des floccs et en fournissant l'oxygène nécessaire à la prolifération des micro-organismes. Le bassin d'aération peut être précédé d'un décanteur primaire, dans le but d'éliminer les matières en suspension décantables, et sera toujours suivi d'un clarificateur qui assurera la séparation de l'effluent épuré et des boues. Celles-ci seront recyclées dans le bassin d'aération pour en assurer la concentration permanente et la masse produite en excès sera dirigée vers le traitement des boues (**Figure IV .2**).



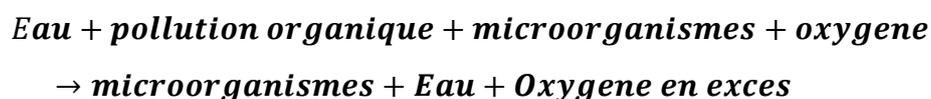
FigureIV .2: Schéma d'une station d'épuration à boues activées.

IV .6Principaux paramètres de fonctionnement

Les micro-organismes sont nourris par les matières organiques et éliminent les polluants par différents processus :

- par absorption des matières polluantes sur le floc bactérien,
- par conversion en matière cellulaire : croissance de la culture bactérienne et des micro-animaux associés,
- par oxydation en CO_2 et H_2O qui produit l'énergie nécessaire au fonctionnement et à la production de nouveaux matériaux cellulaires.

La métabolisation de la matière organique peut s'écrire :



Les grandeurs caractéristiques de traitement biologique sont fonction des proportions relatives des réactifs. La charge organique est la notion fondamentale, elle définit l'intensité de traitement et conditionne la production de boues et la consommation spécifique d'oxygène à charge organique exprime le rapport :

$$\frac{\text{Quantité de biomass}}{\text{Quantité de pollution apportée par unité de temps}}$$

Pour les cultures libres, on parle de charge massique (C_m). Le terme de numérateur est exprimé en DBO_5 ou DCO (Kg/j). Le dénominateur est exprimé en matières volatiles (MV en Kg), paramètre représentatif de la masse de biomasse viable du réacteur.

La production spécifique de boue : est exprimée en $KgMS / KgDBO_5$ éliminée, c'est le résultat de la transformation de la pollution brute par les micro-organismes.

L'âge de boue : représente le temps de rétention moyen des bactéries dans le réacteur biologique ; c'est le rapport :

$$\frac{\text{Quantité de boues extraite par jour}}{\text{Quantité de boues en aération}} \text{ (En jour)}$$

La consommation spécifique d'oxygène est due à l'oxydation des matières organiques (environ $0.6 KgO_2 / KgDBO_5$).

La notion de temps de séjour hydraulique est parfois utilisée, c'est le rapport :

$$\frac{\text{débit entrant}}{\text{Volume bas sin d'aération}} \text{ (en jour)}$$

Tableau IV. 1 : représente les différentes charges organiques

Nom du procédé	très faible charge	Faible charge	Moyenne charge	Forte
Charge massique (Kg DBO/KgMV.j)	0.05 à 0.1	0.2	0.5	1
Age des boues (jours)	14 à 33	6	2	0.8
Production spécifique de boue (KgMS/KgDBO ₅)	0.6 à 0.7	0.8	1	1.2
Consommation spécifique d'oxygène (KgO ₂ /KgDBO ₅)	0.8 à 0.9	0.65	0.30	0.13

IV .7 Introduction au métabolisme bactérienne

Il est défini comme l'ensemble des transformations chimiques (réactions anaboliques et cataboliques), qui assurent l'élaboration des constituants bactériens et leur fonctionnement. Grâce à un équipement enzymatique très complet, toutes les réactions chimiques du métabolisme bactérien sont catalysées par des enzymes spécifiques.

Ainsi, le métabolisme est au centre de toute vie. Les forces de l'évolution ont façonné le processus métabolique utilisé par les organismes pendant des milliards d'années. Malgré la diversité des réactions chimiques qui se sont développées, plusieurs aspects du métabolisme sont communs à tous les organismes.

L'étude du métabolisme bactérien permet de définir des caractères d'identification biochimique qui représentent des critères essentiels dans la classification (ou Taxonomie) bactérienne.

IV .8 Réactions biologique

Les réactions cataboliques permettent à la bactérie de convertir les aliments mis à sa disposition (Protéines, Lipides, Polysaccharides) en molécules organiques simples ou en métabolites intermédiaires, avec production d'énergie sous forme de liaison phosphate ADP ~ Pi.

Les liaisons anaboliques sont les voies de biosynthèse que la bactérie emprunte à partir de ces molécules simples pour synthétiser des macromolécules intervenant dans la structure et le fonctionnement bactérien. L'énergie utilisée dans ces biosynthèses provient du catabolisme.

IV .9 Source de carbone et de l'énergie

La bactérie produit de l'énergie au cours du catabolisme par le biais de réactions dites **EXERGONIQUES**. Pour éviter toute perte sous forme de chaleur, ces réactions Exergoniques (productrices d'énergie) sont couplées à des réactions dites **ENDERGONIQUES** (absorbent l'énergie). L'énergie est ainsi emmagasinée dans des liaisons chimiques telle la liaison phosphate de l'ATP, ou encore. Immédiatement consommée dans une réaction qui en nécessite

Chez les bactéries d'intérêt médical, qui sont chimioorganotrophes, les réactions exergoniques sont des réactions d'oxydation d'un composé organique. A partir d'un substrat SH₂, la réaction d'oxydation ou **DESHYDROGENATION** fait perdre 2 électrons et 2 protons au substrat qui est oxydé. Ne pouvant rester libres, ces derniers sont éjectés puis captés par un accepteur d'électrons A qui est ainsi réduit en AH₂.

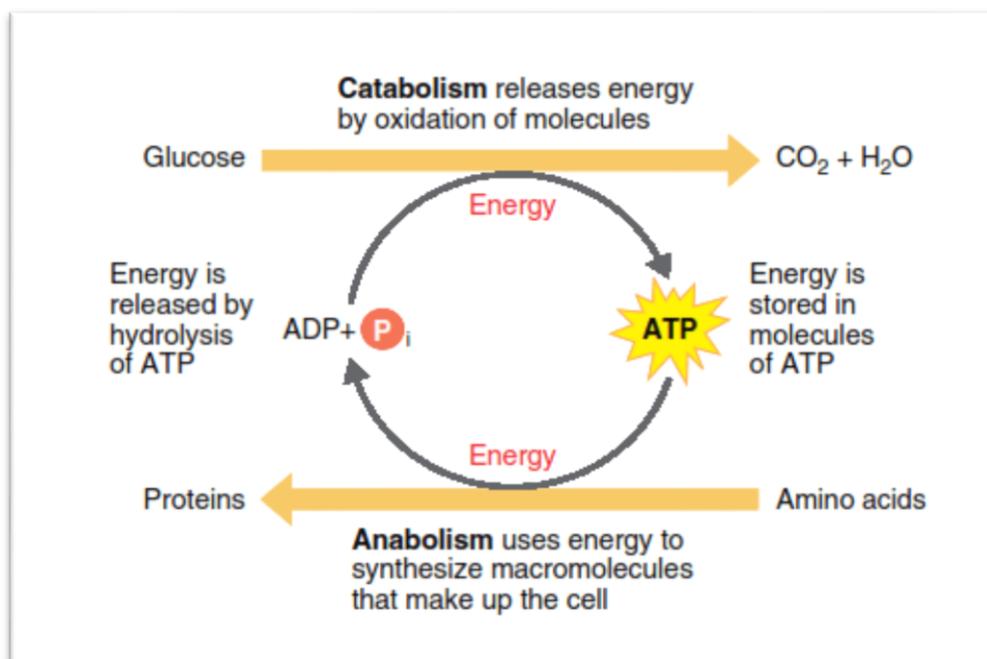


Figure IV .3: présente les sources de carbone et de l'énergie.

Ces 2 réactions d'oxydation et de réduction sont exergoniques. L'énergie libérée est emmagasinée en ATP.

Le métabolisme énergétique d'une bactérie chimioorganotrophe est constitué d'une suite de réactions REDOX avec libération d'énergie, partant d'un substrat organique.

Le composé organique peut être :

- un hydrate de carbone (surtout le glucose) source la plus importante d'énergie
- un acide aminé
- un acide aminé
- un alcane
- une base purique ou pyrimidique

Les réactions redox productrices d'énergie sont intégrées dans 2 types de processus énergétiques : La Fermentation et la Respiration.

- La fermentation a été définie par Pasteur comme la « vie sans air » En fait, c'est une oxydation biologique au cours de laquelle l'accepteur final d' H_2 et d' e^- est un composé organique. Ce composé peut être présent dans le milieu ou provenir de la dégradation d'un substrat oxydable. Les voies fermentaires se déroulent au sein du cytoplasme bactérien. L'énergie est produite par Phosphorylation au niveau du substrat. Le bilan énergétique est réduit.

- La Respiration est l'ensemble des voies métaboliques au cours desquelles l'oxygène moléculaire ou des composés oxygénés inorganiques ou ioniques jouent le rôle d'accepteur d'électrons et d' H_2 dans les réactions redox. Ces voies sont liées à la membrane cytoplasmique de la bactérie. L'énergie est produite par phosphorylation dite oxydative et libérée par paliers via une chaîne de transfert d'électrons ; Le bilan énergétique est élevé.

IV .10 Besoin nutritionnels des microorganismes

Toutes les bactéries ont besoin d'eau, d'une source d'énergie, d'une source de carbone, d'une source d'azote et d'éléments minéraux. Ces besoins élémentaires sont suffisants pour permettre la nutrition des bactéries qualifiées de prototrophes.

Classe du besoin : Nature du besoin

Facteurs de croissance : Non nécessaires

Source d'énergie : Rayonnement lumineux

Source de carbone : Composé minéral

Pour survivre et se multiplier, les bactéries ont besoin d'une quantité plus ou moins importante de substances minérales et organiques dites substances alimentaires ou nutriments.

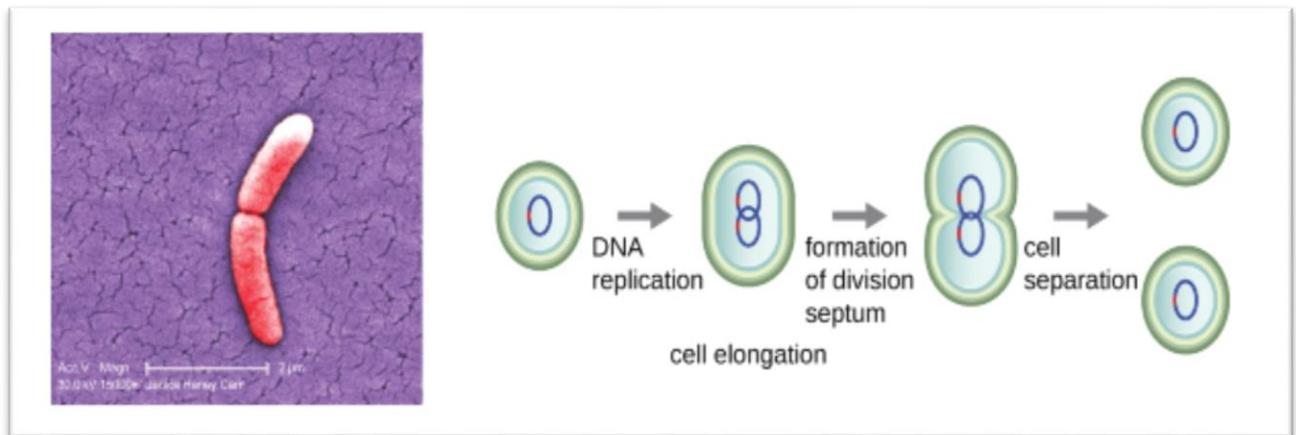


Figure IV .4: présente le besoin nutritionnels des microorganismes.

La dégradation de ces aliments, que l'on met à leur disposition dans les milieux de culture, va leur fournir les éléments simples (Carbone, Azote, Minéraux), et l'énergie, qu'elles vont réutiliser pour synthétiser leurs propres constituants structuraux et enzymatiques.

Les bactéries ont toutes un certain nombre de besoins communs tels : l'eau, une source d'énergie, une source de Carbone, une source d'Azote et des éléments minéraux.

D'ailleurs, en examinant la composition chimique de la cellule bactérienne, on peut deviner ses besoins nutritifs :

-La bactérie est faite en majorité d'eau : 75 à 80 % de son poids total

-La matière sèche est faite de protéines (55%), rRNA (16,7%), tRNA (3%), mRNA (0,8%), DNA (3,1%), lipides (9,1%), Lipopolysaccharides (3,4%), Peptidoglycanes (2,5%), vitamines (2,9%) et ions inorganiques (1,0%).

❖ Donc, la bactérie aura besoin de 3 types d'éléments nutritifs :

1- Besoins élémentaires et énergétiques

2- Des besoins spécifiques

3- Les facteurs physiques :

IV .III Les besoins élémentaires et énergétiques

a) Les besoins élémentaires

❖ **l'eau** : Besoin majeur, il entre dans la composition de tous les milieux de culture.

❖ **le carbone** : C'est un des éléments les plus abondants de la bactérie : il doit être fourni en quantité suffisante. Le plus simple des composés carbonés est le CO₂ ou anhydride carbonique.

On distingue les bactéries en 2 catégories :

❖ **bactéries autotrophes** : celles capables de se développer en milieu inorganique contenant le CO_2 comme seule source de Carbone : Bactéries AUTOTROPHES (Stricte/ CO_2 obligatoire, Facultatif / CO_2 ou composé organique) ex. bactéries photosynthétiques et la plupart des bactéries chimiolithotrophes)

❖ **bactéries hétérotrophes** : • celles qui exigent des composés organiques comme source de carbone : bactéries HETEROTROPHES. Ainsi, ces bactéries sont capables de dégrader une panoplie de substances hydrocarbonées : Alcool, acide acétique, acide lactique (molécules simples), polysaccharides (complexes).

-Le CO_2 peut cependant jouer un rôle majeur chez ces bactéries, en intervenant dans la synthèse de certains métabolites essentiels, à travers des réactions de carboxylation. ex. *Brucella abortus*

❖ **l'azote** : les substances azotés entrent dans la composition des protéines bactériennes.

❖ **le phosphore et le soufre** : ils occupent une place de choix.

❖ **l' O_2 et l' H_2** : sont apportés par l'eau et par l'air atmosphérique. Les éléments cités doivent être apportés en quantités suffisantes.

❖ **en plus faible quantité sont apportés les éléments minéraux.**

❖ **a l'état de traces, souvent apportés par l'eau** : ce sont les oligo-éléments car ils sont indispensables en quantité infime : ce sont Ca, Mg, Co, Cu, Mn....

b) Besoins énergétiques

Ils couvrent les dépenses engagées dans les processus de biosynthèses. Les bactéries peuvent utiliser comme source d'énergie :

- soit l'énergie lumineuse (bactéries phototrophes), qui transforment les photons lumineux en liaison $\text{ADP} \sim \text{Pi}$

- soit l'énergie fournie par les processus d'oxydo-réduction (bactéries chimiotrophes).

Des Besoins spécifiques

❖ Ce sont des métabolites essentiels que la bactérie n'est pas en mesure de synthétiser par défaut enzymatique et qu'il faut donc lui fournir pour permettre son développement. On les appelle Facteurs de croissance.

❖ Les bactéries sont donc classées en 2 catégories :

- Les Prototrophes qui ne nécessitent pas de facteur de croissance (ex. E.coli)
- Les Auxotrophes qui les exigent (ex. Haemophilus influenzae)

IV .12 Conversion

Ces dernières sont constituées d'un ensemble de transformations permettant de *convertir* un composé chimique en un autre à travers des transformations chimiques.

IV .13 Formulation de la croissance bactérienne (Règle de Monod)

La formulation la plus classique est celle de Monod. Nous devons cependant souligner que la relation est empirique et est valable pour une culture pure, un substrat pur et un réacteur fermé.

$$\mu = \frac{r_x}{X} = \frac{1}{X} \frac{dX}{dt} = \mu_{max} \frac{S}{S + K_s}$$

C'est historiquement le modèle le plus ancien. C'est aussi le plus connu et sans doute le plus utilisé. Il permet de donner, en première approximation, une bonne description de la plupart des fermentations

$\mu = \frac{r_x}{X}$ Taux de croissance [T⁻¹] ou vitesse spécifique de croissance

μ_{max} Taux de croissance maximum

S concentration en substrat limitant

K_s Concentration en substrat telle que $\mu = \frac{\mu_{max}}{2}$

r_x vitesse de croissance **g L⁻¹ h⁻¹**

Cette relation fait intervenir la concentration en substrat limitant (S) qui peut être une source carbonée, azotée ou un nutriment quelconque. Il apparaît normal que la relation de Monod soit difficilement applicable. Il en est de même de toutes les relations $\mu = f(S)$ proposées par la littérature telle que celle de Tessier.

$\mu = \mu_{max}(1 - e^{-S/K_s})$ (Tessier)

Pour rendre compte de l'influence sur le taux de croissance de la concentration initiale, pour un réacteur fermé ou la concentration à l'entrée, pour un réacteur ouvert, il a été proposé la relation suivante :

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{S + \delta S_0}$$

Où λ est un coefficient cinétique adimensionnel. Les développements qui vont suivre se doivent d'être utilisés avec beaucoup de prudence dans le calcul des unités de traitement des eaux

1. Phase EXPO

Cette phase s'exprime par la relation suivante:

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

Avec X la concentration en biomasse

$$dS = -\frac{dX}{Y_{x/s}}$$

Avec

$Y_{x/s}$ Le rendement de métabolisation

Ce rendement est variable selon les conditions de culture. Dans la littérature

$Y_{x/s} = a_m$; est la masse de cellules produites par unité de masse d'aliments consommés (mg de cellules produites par mg de DBO éliminée)

2. Phase de ralentissement

Cette phase s'exprime par la relation suivante :

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{max} \frac{S}{K_s} X$$

Qui est la forme limite de la loi de Monod quand S est faible devant K_s

On note souvent simplement :

$$\frac{dX}{dt} = K' SX$$

Avec $K' = \frac{\mu_{max}}{K_s}$

et:

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{K' SX}{Y_{x/s}} = -K' SX$$

Avec $K' = \frac{K}{Y_{x/s}} = \frac{K}{a_m}$

3. Phase de décroissance

Durant cette période, les microorganismes ne sont pas alimentés. Une partie d'entre eux

Disparaît par auto oxydation selon la relation

$$\frac{dX}{dt} = -\alpha X \text{ où } \alpha \text{ est le taux de respiration endogène}$$

$$\alpha = [\text{T}^{-1}]$$

Toutes les différentes phases sont représentées par le modèle de MONOD HERBERT

$$\frac{dX}{dt} = \mu X - \alpha X$$

$$dS = -\frac{dX}{Y_{X/S}}$$

Avec :

$$\mu = \mu_{\max} \frac{s}{S+K_S}$$

IV.14 Conclusion

La maîtrise des techniques d'étude de la nutrition, des différentes voies métaboliques et de la croissance bactérienne ne peut se faire sans la compréhension des mécanismes moléculaires mis en jeu par les bactéries, aussi bien au niveau intracellulaire qu'à l'échelle d'une population bactérienne.

IV .15 Les boues activées

IV .15.1 Définitions

Les boues activées : Le procédé à boues activées a été découvert en 1914 à Manchester.

Le principe du procédé à boues activées consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien dans un bassin (bassins d'aération) alimenté en eau usée à traiter. La prolifération des micro-organismes nécessite aussi une oxygénation suffisante.

La suspension boueuse contenant la flore bactérienne épuratrice contenue dans le bassin d'aération s'appelle boues activées et c'est elle qui absorbe la matière organique et, les composés azotés peuvent aussi oxyder par les phénomènes de nitrification dénitrification.

IV .15.2 Les installations à « boues activées »

Il s'agit d'un système d'épuration aérobie, c'est-à-dire nécessitant un apport d'oxygène. La culture bactérienne est maintenue dans un bassin aéré et brassé. Les matières organiques contenues dans l'eau se transforment en carbone (sous la forme de dioxyde de carbone - CO_2) sous l'action des bactéries. Les résidus ainsi formés, contenant ce stock de bactéries, sont appelés « boues ». Après un temps de séjour dans un bassin d'aération, l'effluent est renvoyé dans un **clarificateur**, appelé aussi décanteur secondaire. Ensuite, les boues sont soit envoyées dans une unité de traitement spécifique, en vue de leur épandage agricole ou de leur élimination, soit réinjectées pour partie dans le bassin d'aération. On qualifie cette opération de « recirculation des boues ».

Les traitements par boues activées éliminent de 85 à 95 % de la DBO_5 , selon les installations. C'est le traitement biologique le plus simple et le plus fréquemment utilisé actuellement.

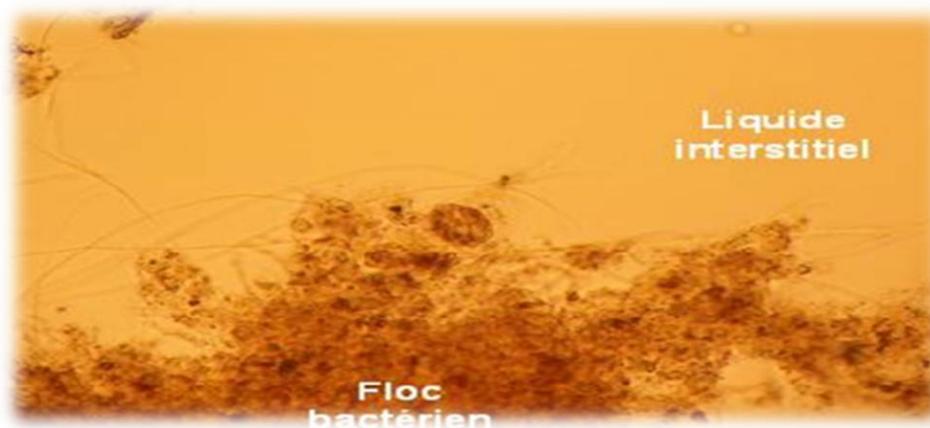


Figure V .5: Photo d'un floc bactérien

IV .15.3 Boues de recirculation

Les boues de recirculation (également appelées les boues de retour) font partie des boues activées qui se forment dans le réservoir d'aération. Ceci est séparé dans la clarification finale des eaux usées épurées. Le bon comportement de sédimentation des boues activées est généralement utilisé pour les séparer par sédimentation des eaux usées traitées.

La majeure partie de ces boues est renvoyée dans le réservoir d'aération en tant que boues de retour. Cela garantira le maintien de la concentration de boues activées dans le réservoir

d'aération. Les paillettes animées contenues dans les boues de retour renouvellent le pouvoir nettoyant de l'activation. Le débit volumique de boues activées, non recyclé et plus petit, est appelé boues en excès.

IV .15.4 Boues excédentaires

La boue en excès est la partie de la boue activée qui est extraite pour maintenir la concentration de **biomasse** souhaitée constante et pompée dans le traitement des boues. Cette croissance de biomasse éliminée est généralement alimentée avec les boues primaires pour la digestion des boues et finalement pour la **déshydratation** des boues.

IV .15.5 Principe des boues activées

Par des processus biologiques, les matières organiques contenues dans l'eau résiduaire sont ingérées par cette faune microscopique et transformée en biomasse vivante, c'est-à-dire oxydées par respiration.

De cette façon, les matières organiques présentes dans l'eau résiduaire sous forme dissoute et colloïdale sont transformées en une matière corpusculaire, ce qui la rend sédimentable dans des bassins de décantation secondaire.

La boue activée se compose principalement d'organismes hétérotrophes, c'est-à-dire qui utilisent des matières organiques et acquièrent de l'énergie par oxydation ou respiration. Ces organismes prélèvent alors dans la solution les matières ayant des caractéristiques nutritives. Ils construisent des substances organiques à partir de substances inorganiques et libèrent de l'oxygène. Ce dernier est utilisé pour la dégradation par oxydation de substances organiques en substances inorganiques.

Outre les impuretés organiques contenant du carbone, les composés azotés peuvent aussi être oxydés, jusqu'au stade du nitrate. En effet, on s'efforce aujourd'hui de diriger et maîtriser les phénomènes de nitrification-dénitrification qui se déroulent d'une façon plus ou moins fortuite et incontrôlée dans des phases aérobies d'épuration. Le procédé des boues activées est ici particulièrement approprié : le nitrate, produit obligatoirement en même temps dans les installations de boues activées à faible charge, y est éliminé par dénitrification. Grâce à la dénitrification biologique, les nitrites et nitrates peuvent aussi être éliminés des eaux résiduaires qui ne sont pas d'origine biologique.

L'eau résiduaire pré clarifiée est introduite dans le bassin d'aération, où elle est aérée pendant environ quatre heures jusqu'à l'obtention des exigences minimales pour le rejet dans l'émissaire ou pour passer à la phase de traitement tertiaire. L'aération est théoriquement de 1 à 3 g/l. L'eau résiduaire traverse le bassin de décantation secondaire où la boue se dépose. Une partie de la boue déposée est réintroduite dans le bassin à boues activées. La boue excédentaire produite est pompée hors du bassin de décantation secondaire et amenée vers le traitement des boues.

IV .15.6 Domaine d'application

La technique des boues activées est appropriée pour des eaux usées domestiques d'agglomérations à partir d'environ 400 équivalent-habitants, jusqu'aux plus grandes villes. Elle existe néanmoins pour des installations individuelles, quoique le procédé ne soit pas assez éprouvé. Les effluents industriels ou agroalimentaires sont très variables, et peuvent selon les cas être traités par ce processus, avec souvent une adaptation à leur nature et caractéristiques.

IV .15.7 éléments d'une station à boues activées

Un procédé à boues activées visant à éliminer les matières organiques (pollution carbonée) comprend les éléments suivants :

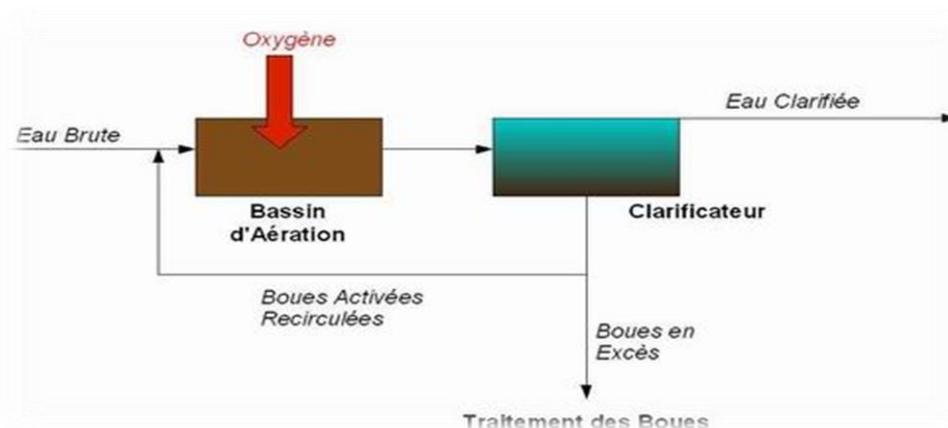


Figure IV .6: procédé à boues activées

- bassin d'aération, dans lequel de l'air est injecté de manière à obtenir une teneur en oxygène dissous suffisante pour l'activité biologique aérobie
- bassin de décantation secondaire (dit aussi clarificateur). À partir de ce dernier élément, l'eau clarifiée est rejetée (sauf traitement tertiaire) et les boues décantées sont renvoyées en plus grande partie vers le bassin d'aération, la partie excédentaire étant dirigée vers un circuit ou un stockage spécifique.

Les autres applications du procédé à boues activées utilisent ce schéma de base avec des variantes. Par exemple, dans le cas d'un procédé visant à éliminer également la pollution azotée et/ou les phosphate, des étapes anoxiques (très faible présence d'oxygène) sont ajoutées.

IV .15.8 Action des micro-organismes

- La **boue activée**, composée essentiellement de micro-organismes hétérotrophes, qui dégradent les matières organiques, dont les matières azotées, dégradées en nitrates. L'introduction d'oxygène par aération est donc indispensable à leur action. Les micro-organismes sont maintenus en mélange intime avec l'eau à traiter et ainsi, entrent constamment en contact avec les polluants organiques des eaux résiduaires.
- La dégradation éventuelle du nitrate (en diazote) peut être provoquée en plaçant les boues en conditions anoxiques (présence de nitrate, absence d'oxygène), soit par phase dans le bassin d'aération (celle-ci étant interrompue) soit dans une partie séparée du traitement. Cette dégradation est faite par des bactéries spécifiques.
- **La reproduction** des micro-organismes intervient en conditions favorables, lorsque leur croissance est importante et que les bactéries se mettent à se diviser. Les exo-polymères qu'elles sécrètent leur permettent de s'agglomérer en floccs décantables (c'est la floculation). Les conditions d'opération choisies sont celles qui favorisent la décantation de ces floccs. Afin de maintenir une **biomasse** bactérienne suffisante, la **boue** est recyclée par **pompage** dans le bassin de décantation secondaire (la boue extraite est recirculée vers le bassin de traitement aérobie). Une part du travail de gestion et de dimensionnement d'un système à boues activées consiste à gérer cette biomasse. Celle-ci peut être rendue insuffisante par une recirculation trop faible, une **intoxication** des bactéries par une pollution **massive**, une trop forte arrivée d'eau (phénomène de rinçage), ou bien à la mise ou remise en service, qui implique une mise en charge progressive.

• Aération

L'aération des eaux résiduaires a lieu dans les bassins, contenant les boues activées, qui ont une forme appropriée en fonction du système d'aération, du mode d'introduction des eaux et de la boue activée. On appelle ces bassins : bassins d'aération, bassins à boues activées ou encore bassins d'oxydation. L'aération peut être assurée en surface par des turbines, ou dans le fond par des procédés de rampe de distribution de bulles d'air alimentées par un surpresseur. La durée de rétention peut être de plusieurs heures à quelques jours. Le rendement de transfert peut

être amélioré par l'augmentation de la hauteur d'eau (uniquement pour les rampes de distribution).



Figure IV .7 : Photo d'un bassin d'aération (ou bassin biologique)



Figure IV .8: Photo d'un bassin d'aération vide

IV.16 Le lit bactérien procédé intensif

Ce traitement est basé sur le principe d'infiltration à travers le sol. Un lit bactérien se présente comme une colonne circulaire pouvant atteindre 4 à 5 mètres de hauteur dans laquelle se trouve un matériau poreux (Figure IV.9). Les eaux à traiter ruissellent à la surface de la pellicule

biologique qui prolifère sur le support, celle-ci renferme une forte concentration de bactéries et de champignons. Ces organismes absorbent et métabolisent la matière organique de l'effluent. L'épaisseur de la zone Zoogée doit être régulière en choisissant une vitesse de filtration de l'eau adéquate.

Cette vitesse doit être tel que puisse le taux d'opération pour éviter l'anaérobiose et éviter aussi le lessivage du film biologique.

IV.16.1 Schéma de fonctionnement

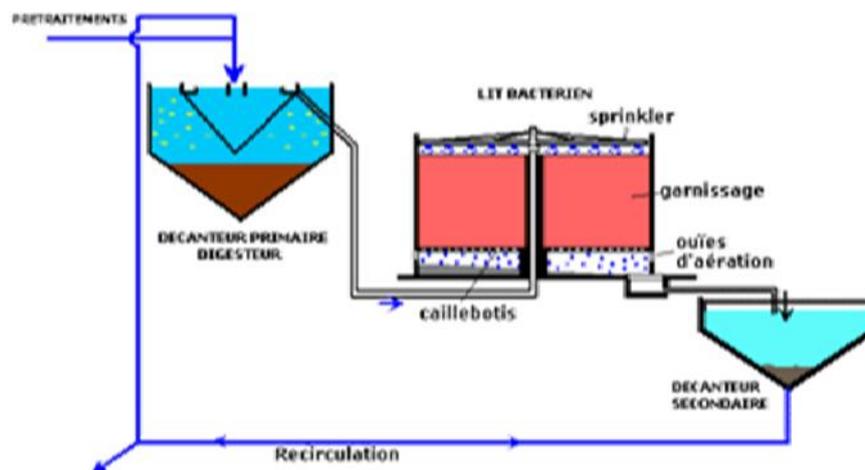


Figure IV .9: Schéma de fonctionnement d'un lit bactérien

IV.17 Traitement des eaux usées par disques biologiques

Le système des disques biologiques c'est l'un des types de traitement biologique des eaux usées qui consiste à une série de disques où l'agglomération des bactéries aura lieu de diamètre de 2 à 3m espaces de 20 à 30 mm en polypropylène et qui tournent autour d'un axe horizontal à l'aide d'un motoréducteur a une vitesse de rotation de l'ordre de 1 à 2 Rpm. Ces derniers sont semi immergés dans un bassin où les eaux usées sont traitées et cela permet aux bactéries d'avoir l'oxygène nécessaire plus la nourriture (la matière organique).

Le traitement par disques biologiques et comme tous traitement biologique doit être précédé par un pré traitement (dégrillage ; déshuilage ; micro tamisage ou décantation primaire) plus un clarificateur lamellaire après les disques afin de permettre d'extraire les boues en excès.

Cette technique a l'avantage d'une faible consommation d'énergie électrique de 2 à 4 W par m2 de disque).

IV.17.1 Schéma de fonctionnement

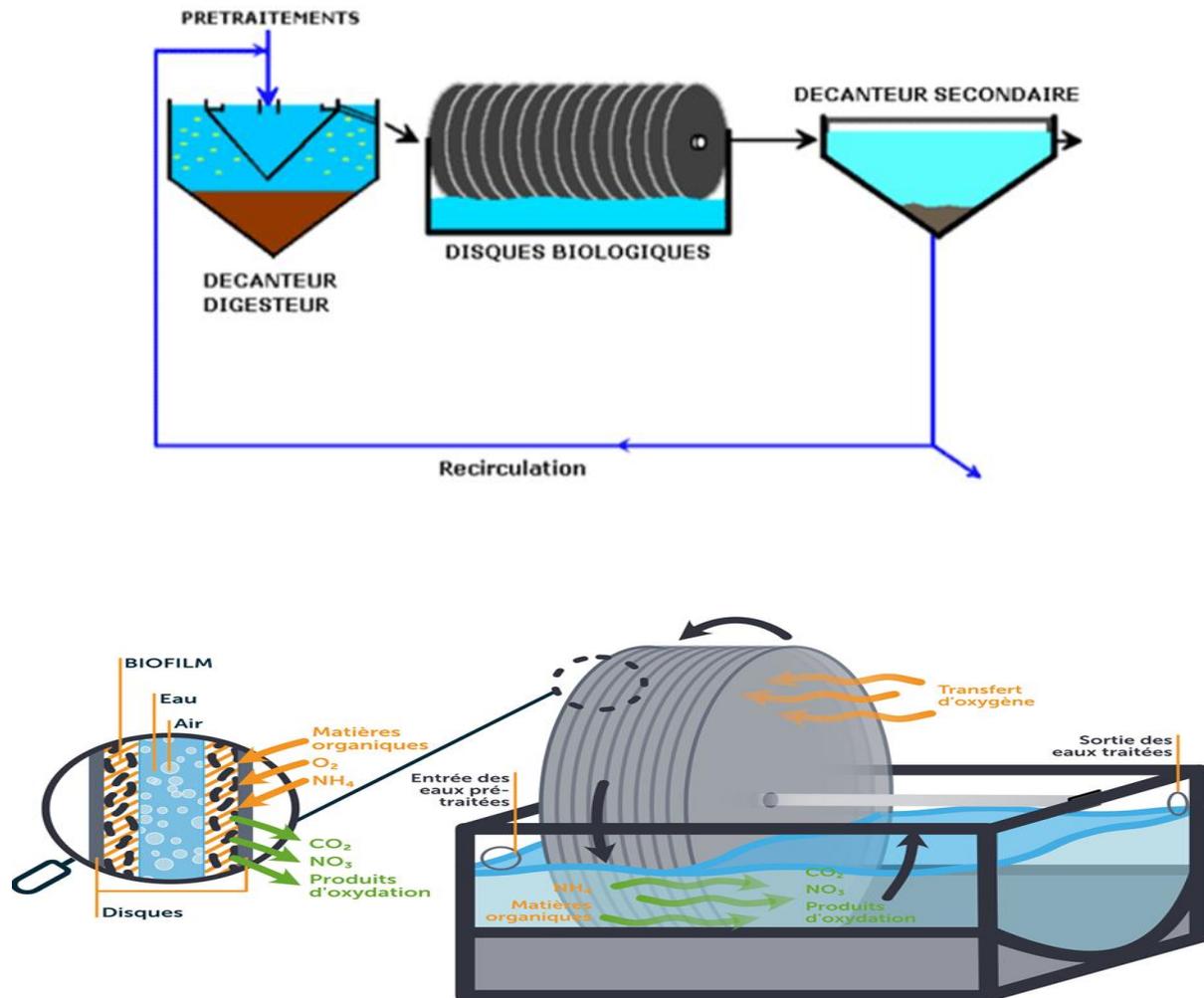


Figure IV .10: Schéma de fonctionnement d'un disque biologique

IV.17.2 Avantages et inconvénients du système des disques biologiques

Tableau IV.2 : Avantages et inconvénients du système des disques biologiques

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Procédés compacts • Filières semi-enterrées, couverte Filière évolutive (ajout facile de batteries de disques)	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessité d'une maintenance spécialisée • renouvellement des paliers de l'axe de rotation tous les 5 ans
<ul style="list-style-type: none"> • Tolérance aux surcharges 	

<p>ponctuelles (hydraulique et organique)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Consommation électrique faible 	<ul style="list-style-type: none"> • entretien et graissage des paliers très réguliers • sensibilité aux coupures d'électricité qui entraînent un développement inégal du film bactérien • nécessité de recevoir une charge organique de 30 % minimum pour un bon fonctionnement • élimination limitée de l'azote et du phosphore sur les systèmes classiques • sensibilité au froid
--	---

IV.18 L'infiltration-percolation

La filtration ou percolation consiste à traiter l'eau par l'intermédiaire du sol ou d'un massif filtrant. On filtre les effluents à raison de quelques centaines de litres d'effluent par mètre carré de massif filtrant et par jour.

L'infiltration-percolation d'eaux usées est un procédé d'épuration par filtration biologique aérobie sur un milieu granulaire fin. L'eau est successivement distribuée sur plusieurs unités d'infiltration. Les charges hydrauliques sont de plusieurs centaines de litres par mètre carré de massif filtrant et par jour. L'eau à traiter est uniformément répartie à la surface du filtre qui n'est pas recouvert. La plage de distribution des eaux est maintenue à l'air libre et visible.

Une autre variante intéressante de l'épuration par le sol est constituée par les filtres à sable horizontaux ou verticaux enterrés. Ces techniques utilisées, avant tout, pour les situations relevant de l'assainissement autonome restent intéressantes pour l'assainissement autonome regroupé concernant quelques centaines d'équivalents-habitants. Pour un filtre à sable vertical enterré, un dimensionnement de 3,5 m² / hab est nécessaire et une alimentation basse pression recommandée.

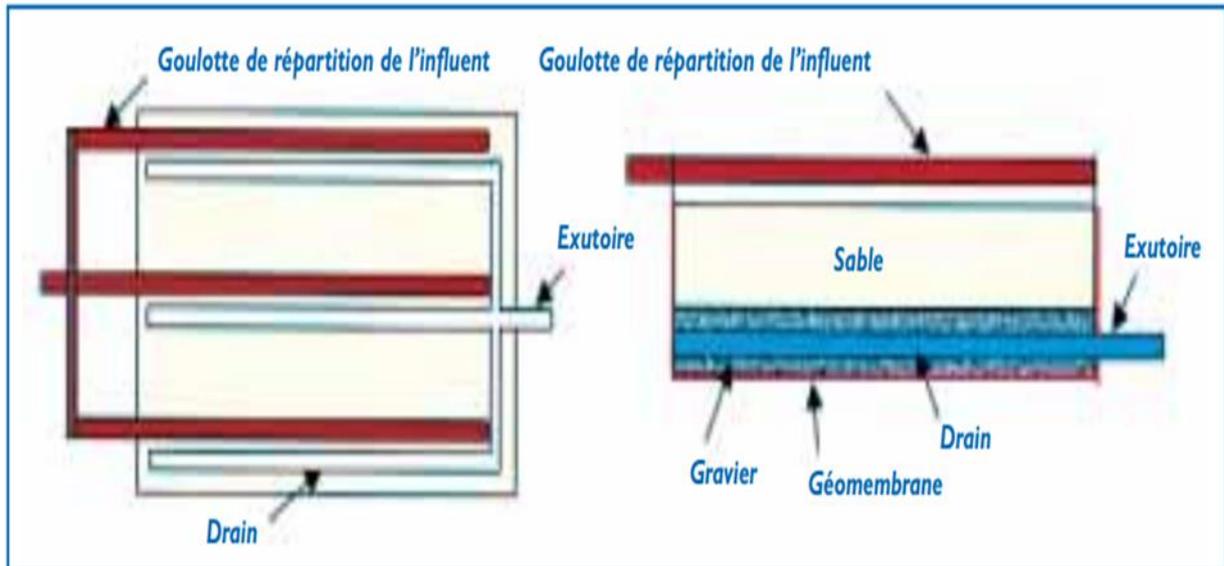


Figure IV .11: Infiltration-percolation étanchée et drainée

IV.19Filtres biologiques

Définition : Filtres biologiques ou biofiltres utilisé en traitement d'eaux résiduaires recouvre l'ensemble des procédés qui associent une épuration biologique par cultures fixées et une rétention des matières en suspension. Cette technique met en œuvre des films biologiques minces et régulièrement renouvelés par les lavages (cycles de 12 à 48 h). Il en résulte une biomasse de concentration et surtout d'activité plus élevées qu'en boue activée. Ses principaux avantages par rapport à une boue activée sont les suivants :

Gain de place, dû en particulier à la suppression de l'étage de clarification. Cette compacité facilite la couverture des ouvrages, la maîtrise des nuisances olfactives et son ores et la réalisation de stations esthétiques ;

pas de risque de lessivage, puisque la biomasse est fixée sur un support permettant de faire face à des variations de débit ;

adaptation au traitement d'eaux résiduaires diluées, les vitesses d'eau pouvant être très élevées (voir ci-après) sans nuire au traitement, construction modulaire et facilité d'automatisation (comparable aux batteries de filtration des stations d'eau potable).

V.19.1 Schéma de fonctionnement

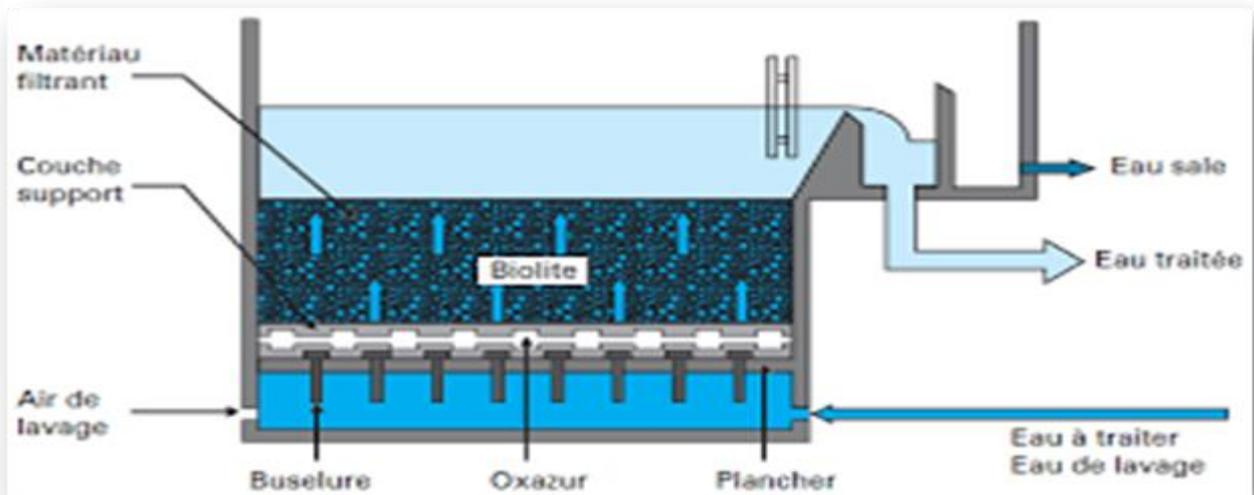


Figure IV .12: Filtre biologique

IV .20 Procédés biologiques naturels

Ils réalisent l'épuration par le sol, où, grâce à l'énergie solaire, les matières organiques polluantes sont dégradées. En pratique, ils se présentent sous trois aspects :

IV .20.1 L'épandage

Il consiste à répandre par aérodispersion les effluents sur de vastes superficies utilisées à des fins agricoles. Dans son principe l'épandage s'apparente au lit bactérien, le sol servant de support. Un épandage est réussi dans la mesure où trois conditions se trouvent réalisées :

- Absence de ruissellement ou stagnation ;
- Bon état d'exploitation agricole du terrain d'épandage ;
- Absence d'odeurs nauséabondes.

Mais l'épandage ne peut être employé que pour des effluents dégradables et assimilables par les organismes liés au sol, et non dangereux pour la vie en général ou pour le complexe sol -plante.

IV .20.2 Le lagunage naturel

IV .20.2.1 Principe

C'est un procédé d'épuration extensif, consistant à faire séjourner les eaux usées dans plusieurs bassins successifs, de grandes tailles, peu profonds (moins de 1.5m) et étanches (trois en général, dont le dernier est planté de végétaux), l'oxygène est apporté par les échanges avec l'atmosphère au niveau du plan d'eau et par l'activité de photosynthèse des micro-algues de surface.

La pollution organique se dégrade sous l'action des bactéries présentes dans le plan d'eau. Le rayonnement solaire détruit en outre certains germes (lagunage de finition, dans les derniers bassins).

La durée de séjour des eaux usées dans les bassins peut atteindre 60 jours et les eaux à traiter doivent avoir subi une décantation préalable (lagunage primaire).

Ce mode d'épuration permet d'éliminer 80% à 90 % de DBO₅, 20% à 30% de l'azote et contribue à une réduction très importante des germes. Il a cependant l'inconvénient d'utiliser des surfaces importantes et de ne pas offrir des rendements constants durant l'année. Il est surtout bien adapté aux communes rurales et peut être utilisé comme traitement de finition en aval d'une station d'épuration essentiellement pour obtenir un abattement des germes infectieux. (Dans une zone de baignade par exemple)

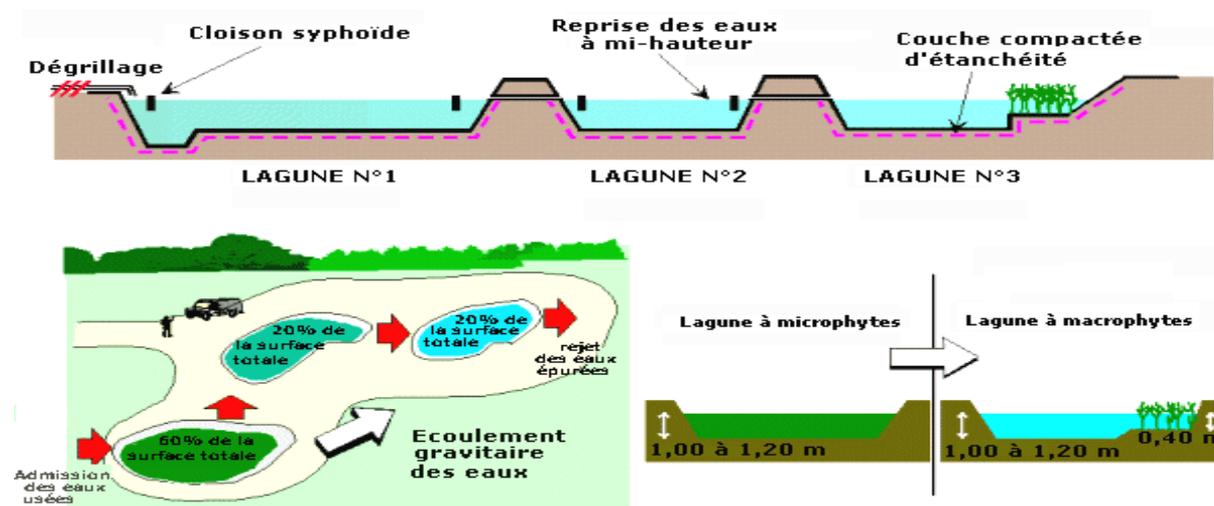


Figure IV .12 : Schéma de principe d'un lagunage naturel

IV .20.2 .2Domaine d'application

Le créneau privilégié d'application de ce procédé **rustique** peut être défini comme suit :

- ✓ Petites collectivités : 250 à 1500 EH (conseillé) voire 100 à 2000 EH (possible).
- ✓ Eaux résiduaires domestiques seules et peu concentrées (DBO₅ < 300 mgO₂/l). Les réseaux strictement séparatifs sans eaux parasites sont à éviter.

- ✓ Nature du sol peu perméable (ou emploi de géomembranes si coefficient de Darcy $> 10^{-6}$ m/s).
- ✓ Grande disponibilité en terrain.
- ✓ Niveau de qualité du rejet : niveau satisfaisant.
- ✓ Acceptation de contraintes d'exploitation lourdes (curage, ...).
- ✓ Bonne élimination des germes pathogènes en été.
- ✓ Adaptation aux variations de charges hydrauliques (réseau unitaire, ...).

V .21 Dimensionnement d'une station de traitement des eaux usées

V .21.1 Critère de conception d'un décanteur

Les éléments de conception du décanteur sont :

- Le taux de débordement (τ)

. - Le temps de rétention (T_r)

- le décanteur primaire élimine 35% de la DBO₅ et 95% de la matière minérale.

a) Surface du décanteur

La surface totale de décantation est donnée par la relation :

$$S_{\text{totale}} = \frac{Q_p}{\tau}$$

Avec :

- S_{totale} : La surface totale de décantation (m^2).

. Q_p : débit de pointe journalière (m^3 / j)

- τ : $m^3/h/m^2$

b) Volume du décanteur :

Le volume total est :

$$Q_{\text{tot}} = Q_p \times T_r$$

Avec :

- V_{tot} : Le volume total (m^3)

Q_p : débit de pointe journalière (m^3 / j)

T_r : temps de rétention (m^3)

c) Volume des boues par jour :

La quantité totale des boues produites (BT) dans les deux décanteurs est :

$$BT = DBO_5 + MM \text{ (éliminé).}$$

Pour chaque décanteur le $BT = DBO_5 + MM$.

$$MES = \frac{B_T}{Q_j}$$

Avec :

- B_T : La quantité totale des boues produites (Kg/j)

- Q_j : débit journalier (m^3 /j)

-MES : concentration MES produit (kg/m^3)

V .21.2 Critère de conception d'un bassin d'aération

Les bassins d'aération sont des réacteurs biologiques dans lesquels s'effectue l'élimination de la matière organique par les microorganismes aérobies. Ils constituent un élément fondamental de la filière boues activées.

a) Charges polluantes en DBO_5

$$S_0 = \frac{L_0}{Q_j}$$

S_0 : La concentration en DBO_5 à l'entrée (kg /m^3)

L_0 : Les charges polluantes en DBO_5 à l'entrée du bassin d'aération (kg/j)

Q_j : débit journalier égale (m^3 /j)

b) La charge à la sortie

$$L_s = S_s \times Q_j$$

L_s : Les charges polluantes en DBO_5 à la sortie du bassin d'aération (kg/j)

S_s : La concentration en DBO_5 à la sortie (kg /m^3)

Q_j : débit journalier égale (m^3 /j)

c) La charge en DBO_5 éliminée est :

$$L_e = L_0 - L_s$$

d) Rendement d'élimination

Le rendement d'élimination est :

$$R = \frac{L_0 - L_s}{L_0} \times 100$$

e) Volume du bassin

Le volume du bassin est déduit de la charge volumique C_v :

$$C_v = \frac{\text{Charge en DBO5 à l'entrée } \left(\frac{kg}{j}\right)}{\text{volume de bassin}}$$

f) Masse des boues dans le bassin

La masse totale des boues dans le bassin est déduite de la charge massique :

$$C_m = \frac{\text{Charge en DBO5 à l'entrée } \left(\frac{Kg}{j}\right)}{\text{masse dans le bassin (MVS) (Kg)}}$$

g) La concentration des boues dans le bassin est :

$$[X_a] = \frac{x_a}{V}$$

- X_a : la masse totale des boues dans le bassin (Kg).

- V : Volume du bassin (m^3).

- $[X_a]$ La concentration des boues dans le bassin (kg / m^3).

V .21.3 Dimensionnement du bassin d'aération**a) Surface horizontale**

$$S_h = \frac{V}{H}$$

- S_h : surface horizontale du bassin d'aération (m^2)

- Volume du bassin d'aération (m^3)

- Hauteur du bassin d'aération (m)

b) Largeur de bassin

$$l = \frac{S_h}{L}$$

l : largeur de bassin d'aération (m)

S_h : surface horizontale du bassin d'aération (m^2)

L : longueur de bassin d'aération (m)

c) Temps de séjour

Le temps de séjour (h) est de :

$$T_s = \frac{V}{Q_p}$$

- Q_p : débit de pointe (m^3 / h).

- V : Volume du bassin (m^3).

d) Besoins en oxygène

Pour favoriser la réaction aérobie qui est plus rapide que la fermentation anaérobie, il faut que le milieu contienne une concentration suffisante en oxygène.

On admet que les micro-organismes aérobies n'utilisent pas directement l'oxygène mais il doit être dissous dans l'eau.

La quantité théorique d'oxygène est la somme de celle nécessaire à la synthèse et celle nécessaire à la respiration endogène. Elle est donnée par la relation :

$$Q_{O_2} (kg/j) = (a' \times L_e) + (b' \times X_a)$$

Q_{O_2} : Besoin en oxygène (Kg/j).

L_e : Charge en DBO_5 éliminée.

Les paramètres a' et b' sont des coefficients déterminés expérimentalement sous une température de $20^\circ C$.

a' : besoin pour la synthèse de la biomasse.

b' : besoin pour la respiration.

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

Type de traitement	a'	b'
<i>Faible charge</i>	0.65	0.065
<i>Moyenne charge</i>	0.60	0.08
<i>Forte charge</i>	0.55	0.12

e) la quantité horaire d'oxygène nécessaire :

$$Q_h = \frac{Q_{O_2}}{24}$$

f) Puissance requise pour le brassage

La puissance nécessaire pour le brassage et le maintien des solides en suspension est donnée par la relation :

$$E_b = S_h \times P_a$$

Avec

- S_h : surface horizontale du bassin (m^2)

- P_a : puissance (w/m^2)

IV .21.4 Bilan des boues

Les boues en excès sont proportionnelles à la quantité de la DBO₅ éliminée et dépend de la charge massique dans le bassin d'aération. La quantité des boues en excès est déterminée par la relation suivante :

$$\Delta B = B_{min} + B_{dur} + a_m \times L_e - b \times X_{ab}$$

Avec :

ΔB : Boues en excès exprimé en kg/j ,

L_e : Charge de la DBO₅ éliminée exprimé en kg/j.

X_a : Boues organiques dans le bassin (MVS) exprimé en kg.

B_{min} : Matières minérales (MM) en suspension apportées par l'effluent exprimé en kg/j.

B_{dur} : Matières organiques en suspension difficilement biodégradables apportées par l'effluent exprimé en kg/j

a_m : Augmentation de la biomasse par élimination de la DBO₅

b : Diminution de la biomasse par respiration endogène.

a) Concentration de boues en excès

$$X_m = \frac{L_e}{I_m}$$

L_e : kg DBO₅/j

X_m : Concentration de boues en (kg/m^3)

I_m : L'indice de Mohlman

b) Débit de boues en excès

$$Q_{exces} = \frac{\Delta B}{X_m}$$

$Q_{excès}$: Débit de boues en excès (m^3/j)

Δ_B : Boues en excès exprimé en (kg/j)

X_m : Concentration de boues en (kg/m³)

c) Débit des boues recyclées

Dans le but de maintenir une concentration moyenne constante de boues dans le bassin, le recyclage est effectué à partir du clarificateur ou décanteur secondaire. Le taux de recyclage peut varier de 15 à 100% de débit de l'effluent produit. Il est donné par l'expression suivante :

$$R = \frac{100 \times [X_a]}{\frac{1200}{I_m} - [X_a]}$$

Avec

R : taux de recyclage

[X_a] : concentration des boues dans le bassin

d) Le débit des boues recyclées dans le bassin est donné par la relation :

$$Q_r = (R \times Q_j) / 100$$

R : taux de recyclage (%)

Q_j : débit journalier

e) Age des boues

L'âge des boues est défini comme étant le rapport entre la quantité de boues présentes dans le bassin d'aération et la quantité de boues retirées quotidiennement.

$$\Delta_b = \frac{X_a}{\Delta_B}$$

Avec :

- A_b : L'âge des boues (j)

- X_a : la masse totale des boues dans le bassin (Kg).

- Δ_B : Boues en excès exprimé en (kg/j)

Exercice IV.1

Les eaux résiduaires d'une ville de 50000 habitants (eau rejetée par habitant est 130 l/jour) sont caractérisées par une DBO₅ de 350 mg/l, une DCO de 800 mg/l et MES de 253,7 mg/l. L'épuration de cette eau se fait par une station avec procédé de boues activées. A la sortie de la

station, les rendements épuratoires de DBO_5 , de DCO et de MES sont successivement : 90%, 85% et 86%.

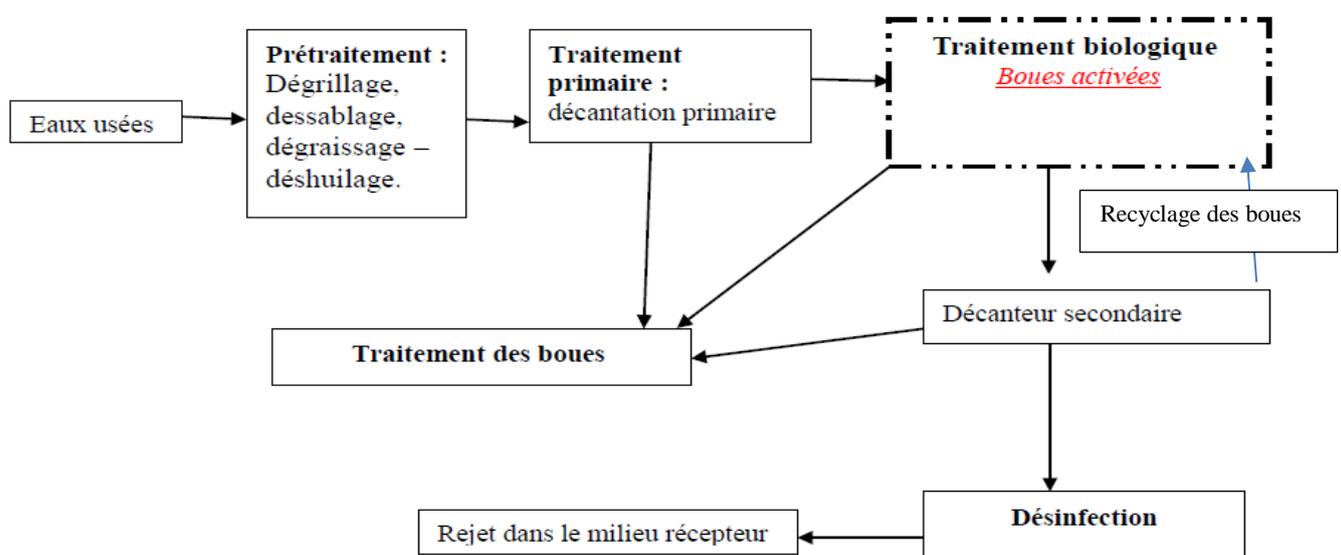
1. Est-ce que le procédé choisi va avec la qualité de l'eau résiduaire à épurer ? justifier.
2. Schématiser les principales étapes dans cette station d'épuration en incluant le traitement des boues.
3. Déterminer la quantité de MES entrant à la station en Kg par jour.
4. Quelles sont les concentrations de DBO_5 et de la DCO à la sortie de la station d'épuration (en Kg/j) ?
5. Déterminer le flux de matières en suspension à la sortie du décanteur secondaire (après opération de traitement biologique) en Kg par jour.
6. Déterminer les dimensions du bassin d'aération et la quantité d'oxygène sachant que :
 $C_v = 0,5$;
 $C_m = 0,2$; $a' = 0,64$; $b' = 0,065$ et la profondeur du bassin d'aération $h = 4$ m.

Solution

1. On calcule le rapport $\frac{DCO}{DBO_5} = \frac{800}{350} = 2,28 < 3$. Ainsi, le procédé choisi (boues activées) étant un traitement biologique va avec la qualité de l'eau à épurer.

Justification : le rapport $\frac{DCO}{DBO_5} = \frac{800}{350} = 2,28 < 3$ alors, la majorité de la matière organique existante dans cette eau est biodégradable. Ce qui nécessite un traitement biologique.

2. Les principales étapes dans cette station d'épuration



3. MES_{entrant} à la station = ?

$$MES_{\text{entrant}} \text{ à la station} = 253,7 \text{ mg/l}$$

$$Q_{\text{eaux usées}} = 50000 \times 130 = 65 \times 10^5 \text{ l/j}$$

$$MES \text{ entrant à la station} = (253,7 \times 10^{-6}) \times (65 \times 10^5) = 1649,05 \text{ Kg/j}$$

4. A la sortie de la station d'épuration :

$$DBO_5 = 350 - 350 \times \frac{90}{100} = 35 \text{ mg/l}$$

$$= (35 \times 10^{-6}) \times (65 \times 10^5) = 227,5 \text{ Kg/j}$$

$$DCO = 800 - 800 \times \frac{85}{100} = 120 \text{ mg/l}$$

$$= (120 \times 10^{-6}) \times (65 \times 10^5) = 780 \text{ Kg/j}$$

5. A la sortie du décanteur secondaire :

$$MES = 253,7 - 253,7 \times \frac{86}{100} = 35,518 \text{ mg/l}$$

$$= (35 \times 10^{-6}) \times (65 \times 10^5) = 230,867 \text{ Kg/j}$$

6. Dimensions du bassin d'aération :

$C_v = 0,5$; $C_m = 0,02$; $a' = 0,64$; $b' = 0,065$ et la profondeur du bassin d'aération $h = 4 \text{ m}$

Charge volumique C_v ($C_v = 0,5$)

C'est le rapport de la pollution journalière reçue en Kg DBO_5 /j au volume du bassin d'aération en m^3 . C'est-à-dire, il correspond au quotient du poids journalier DBO_5 appliqué ; rapporté au volume unitaire du bassin d'aération.

$$C_v = \frac{DBO_5 \text{ (Kg/j)}}{\text{Volume du bassin (m}^3\text{)}} = \frac{L_0}{V}$$

Alors,

- Le volume du bassin $V = \frac{L_0}{C_v} = ((350 \times 10^{-6}) (65 \times 10^5)) / 0,5 = 4550 \text{ m}^3$

- Section horizontale du bassin $S = \frac{V}{h} = \frac{4550}{4} = 11375,5 \text{ m}^2$

La quantité d'oxygène dans le bassin d'aération (Q_{O_2})

$$Q_{O_2} = a' \times L_e + b' \times X$$

Q_{O_2} : Quantité d'oxygène en (Kg/j)

a' et b' ; Coefficients respirométriques dans les valeurs sont données selon le procédé

L_e : DBO₅ éliminée $L_e = L_0 - L_f$,

$a'L_e$: Quantité d'oxygène pour la dégradation de la DBO₅

$b'X$: Quantité d'oxygène pour le système bactérien

$$L_e = L_0 - L_f = (350 \times 10^{-6}) (65 \times 10^5) - 227,5$$

$$= 2275 - 227,5 = 2047,5 \text{ Kg/J}$$

La charge massique ($C_m = 0,2$)

S'exprime par le rapport entre la pollution appliquée journalièrement ; en kg DBO₅ (quantité de substrat DBO₅ entrant journalièrement) et la masse de matière épuratrice, en kg de poids sec des boues contenues dans le réacteur biologique exprimées en MVS :

$$C_m = \frac{DBO_5(Kg/j)}{Biomasse(Kg MVS)} = \frac{L_0}{X}$$

Avec :

L_0 : concentration en DBO₅ à l'entrée de l'aérateur (charge polluante journalière a traitée) (kg DBO₅/j)

X : La masse en MVS (Kg DBO₅/j)

$$X = L_0 / C_m = (2275) / 0,2 = 11375 \text{ Kg/j}$$

$$a' = 0,64 ; b' = 0,065$$

$$\text{Alors : } Q_{O_2} = a' \times L_e + b' \times X$$

$$= 0,64 \times 2047,5 + 0,065 \times 11375$$

$$Q_{O_2} = 2049,775 \text{ Kg/j}$$

Exercice IV.2

On considère une population de 20000 habitants dont la dotation en eau potable est de 150 l/j/hab. Si les équipements consomment 5 % de la consommation en eau potable domestique et que 20 % des eaux usées ne parviennent pas au réseau d'égouts.

On demande de :

1. Déterminer le débit moyen journalier des eaux usées ?
2. La charge admise à l'entrée de la lagune est de 50g/j/hab en DBO₅, le coefficient de dégradation de la DBO₅ est $K = 0,225 \text{ j}^{-1}$, on veut éliminer cette charge par un procédé biologique appelé lagunage.
 - a. Calculer le temps de séjour de lagunage si la DBO₅ finale est de 10% de la DBO₅ initiale ?
 - b. Sur la base de quelle température la lagune à telle dimensionnée ?

3. En utilisant les deux méthodes (rationnelle et empirique), déterminer la surface de la lagune, si la profondeur maximale de la lagune est de 1,5m.

Le tableau 1 donne la charge superficielle en fonction du climat de la zone.

Tableau 1 : Charge superficielle en fonction du climat de la zone.

Zones Climatiques	Glaciale	Froide	Tempérée	Semi Tempéré	Tropicale
Charge Superficielle (KgDBO ₅ /j/hab)	< 10	10 à 50	50 à 100	100 à 150	150 à 300

Solution

Le réseau est bien entretenu $\alpha=20\%$

Le pourcentage de réduction de la pollution est 20 %

1) Détermination du débit moyen journalier en eaux usées

- a) Calcul du débit consommé en eau potable

Le débit moyen journalier consommé par la population

$$Q_{max} = D * P = 20000 * 150 * 10^{-3} = 3000 m^3/j$$

Le débit des équipements

$$Q_{eq} = 5\% Q_{max} = 0,05 * 3000 = 150 m^3/j$$

Le débit moyen journalier

$$Q_{m.j} = Q_{cons} + Q_{eq} = 3000 + 150 = 3150 m^3/j$$

Calcul du débit moyen journalier majoré

$$Q_{moy j maj} = Q_{m.j} + \alpha Q_{m.j} = (1 + \alpha) Q_{m.j}$$

$\alpha=20\%$ le réseau est bien entretenu donc

$$Q_{moy.jmaj} = 1,2 * Q_{m.j} = 1,2 * 3150 = 3780 m^3/j$$

20% des eaux d'approvisionnement pas de réseau donc 80%

$$Q_{m.journ} = 80\% Q_{moy.journ} = 0,80 * 3780 = 3024 m^3/j$$

- f) $K=0,225 j^{-1}$; $L_f=10\% L_0$; $L_0=50g/j/hab$ en DBO₅

$$L_f = \frac{L_0}{1 + k * t_s}$$

$$\frac{L_f}{L_0} = \frac{1}{1 + k * t_s}$$

$$t_s = \frac{1}{k} \left(\frac{L_0}{L_f} - 1 \right) = \frac{1}{0,225} \left(\frac{50}{0,1 * 50} - 1 \right)$$

$t_s = 40$ jours

- g) Sur la base de quelle température la lagune à telle dimensionnée
A partir de la constante de dégradation de la MO

$$k = 1,2 * (1,085)^{T-35}$$

$$\frac{k}{1,2} = (1,085)^{T-35}$$

$$\log \left(\frac{k}{1,2} \right) = (T - 35) \log(1,085)$$

$T = 14,50$ °C c'est la température la plus froide dans la zone (semi-tempérée)

2) Calcul de la surface de la lagune

2-1) Méthode rationnelle

$$Q_{moy} = \frac{V}{t_s}$$

$$V = Q_{moy} * t_s$$

$$V = 3024 * 40 = 120960 \text{ m}^3$$

Profondeur $h = 1,5$ m

$$S = V/h$$

$$S = \frac{120960}{1,5} = 80640 \text{ m}^2$$

2-2) Méthode empirique

La zone est semi tempérée donc la charge en DBO_5 superficielle est de 150 Kg/j/hact

La DBO_5 à l'entrée de la station est de 50g/j/hab en DBO_5

Transformation de 50g/j/hab à Kg/j donc on calcule le $N_{\text{éqhab}}$

$$N_{\text{Eh}} = \frac{Q_{mj}}{D * T} = \frac{3024}{0,150 * 0,8} = 25200 \text{ hab}$$

$\text{DBO}_5 = 50 \text{ g/j/hab} = 50 * 10^{-3} * 25200 = 1260 \text{ Kg/j}$

150 Kg/j \longrightarrow 1hact

1260 Kg/j \longrightarrow 1260/150

$S = 8,4$ hact 8,4 hact (empirique) = 8,064 hact (rationnelle)

Exercice IV.3 (procédé à lits bactériennes)

Les eaux usées d'une ville de 12000 Equivalents habitants sont collectées dans un réseau d'égouts de type unitaire. Dans cette ville la majorité de la pollution arrive à l'entrée de la station en 16 heures. Le débit moyen journalier d'eaux usées est de $Q_j=2400 \text{ m}^3/\text{j}$.

Le procédé biologique utilisé est un procédé à lits bactériennes traditionnel ($\varepsilon= 0.5$) à fortes charges, avec un prétraitement complet.

- 1) Calculer le débit d'eaux usées moyen horaire et le débit maximal arrivant à la station ?
- 2) A l'entrée de la station la DBO_5 est de 60 g /j/hab et la $\text{MES}= 350 \text{ mg /l}$. Si on veut voir à la sortie de la station 30 mg/l de DBO_5 . Si le décanteur primaire élimine 35 % de la DBO_5 . Etablir le bilan matière entre l'entrée et la sortie de la station en Kg/j et en mg/l ?
- 3) a) Calculer le volume total du lit bactérien si, $C_v = 1 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{j}$?
b) Calculer le diamètre, sachant que la profondeur $H=2\text{m}$?
1) a) Vérifier la condition d'auto curage ?
c) Si la condition n'est pas vérifiée fixer $C_H = 0.9 \text{ m}^2/\text{h}$?
d) Vérifier la condition de non lessivage ?
- 5) Calculer le temps de séjour (apparent et réel) du lit bactérien ?
- 6) Calculer le rendement épuratoire du lit bactérien ?

Solution :

- 1) **Calcul le débit d'eaux usées moyen horaire**

$$Q_{m/h} = \frac{Q_{m/j}}{24} = \frac{2400}{24} = 100 \text{ m}^3/\text{h}$$

Calcul le débit maximal arrivant à la station (débit diurne)

$$Q_d = \frac{Q_{m/j}}{t = 16\text{h}} = \frac{2400}{16} = 150 \text{ m}^3/\text{h}$$

- 2) **Conversion DBO_5 en Kg /j et mg/l**

$$60 \times 10^{-3} \times N_{Eh} = 60 \times 12000 \times 10^{-3} = 720 \text{ kg/j}$$

DBO_5 en mg/l

$$\frac{720 \text{ kg/j}}{Q_j} = \frac{720 \times 10^6}{2400 \times 10^3} = 300 \text{ mg/l}$$

Le décanteur primaire élimine 35 % de la DBO_5 à l'entrée du lit bactérienne

Donc après calcul on trouve **195 mg /l de DBO_5 à l'entrée du lit bactérienne ou 468 Kg/j**

Bilan

	Sortie deg	Sortie du dessableur	Sortie du Décanteur première	Sortie de lit bactérienne
DBO5 (mg/l)	300	300	195	30
DBO5 (kg/j)	720	720	468	

- 3) Calcul le volume total du lit bactérien si, $C_v = 1 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{j}$

La charge volumique

$$C_v = \frac{L_0}{V} \text{ donc } V = \frac{L_0}{C_v}$$

$$V = \frac{468}{1} = 468 \text{ m}^3$$

- 4) Calcul le diamètre du lit bactérien

Le lit bactérien a section horizontale

$$V = S \times h \text{ donc } S = \frac{V}{h}$$

$$S = \frac{468}{2} = 234 \text{ m}^2$$

$$S = \frac{\pi}{4} \times d^2 \text{ Donc } d = \sqrt{\frac{4 \times S}{\pi}} = 17.26 \text{ m}$$

- 5) Vérification de la condition d'auto-curage par la charge hydraulique

$$C_H = \frac{Q_{m,h}}{S} = \frac{100}{234} = 0.43 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

La condition est n'est pas vérifiée car $C_H < 0.8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$

Pour qu'il y a satisfaction sans recyclage, il faut augmenter le débit de recyclage avec $\omega \cdot Q_{m,h}$

Où ω est le taux de recyclage

Donc C_H devient égale

$$C_H = \frac{Q_{m,h} + \omega \cdot Q_{m,h}}{S} \text{ Donc } \omega = \frac{C_H \times S - Q_{m,h}}{Q_{m,h}}$$

$$\Omega = 1.11 = 111\%$$

La condition de non lessivage

$$C_H = \frac{Q_m}{S} = \frac{Q_d + \omega \cdot Q_{m,h}}{S}$$

$C_H = 1.11 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ la condition est vérifiée

Calcul le temps de séjour (apparent et réel) du lit bactérien

$$t_s = \frac{V}{Q_m(1 + \omega)}$$

$$t_s = 2.21 \text{ h}$$

$$t_s \text{ reel} = \varepsilon * t_s \text{ app} = 0.5 * 2.21 = 1.11 \text{ h}$$

Exercice supplémentaire

On veut traiter les eaux usées d'une agglomération de 10000 habitants par lit bactérien à faible charge caractérisé par une charge organique de 0.2 kg/DBO₅/m³ j et une charge hydraulique de 2 m³/m². en admettant un rejet journalier de 150 l/hab. est une DBO₅

-calculer les dimensions du lit bactérien en tenant compte que le décanteur primaire élimine de l'effluent brut 35% de DBO₅ évaluée à 54 g/hab.j

CHAPITRE V : TRAITEMENT DES BOUES

V.1 Généralités

Le processus de dépollution des eaux usées produit d'un côté de l'eau épurée, de l'autre des sous-produits en grande quantité : les boues. Au même titre que les eaux débarrassées de leur pollution retournent en permanence dans le milieu naturel, les boues qui représentent chaque jour un volume considérable, doivent trouver une destination en continu, c'est pour ces raisons que se développent les techniques de traitement des boues de plus en plus poussées. Le but de cette filière "boues" est de transformer un déchet produit au sein de la station en un produit stabilisé et valorisable.

En fonction des processus de traitement d'épuration des eaux usées, trois grandes catégories de boues peuvent être distinguées : les boues de traitement primaire, les boues de traitement physico-chimique et les boues de traitement biologique.

Le principal objectif du traitement des boues en station d'épuration est d'en réduire le volume pour limiter les quantités à stocker (voire à épandre), et de les stabiliser pour en améliorer les caractéristiques physiques (amélioration de leur tenue en tas) et arrêter la biodégradation dont elles sont le lieu. En effet, leur forte teneur en eau (99 %) et les fortes populations bactériennes qui s'y retrouvent en font un bouillon de culture favorable à la dégradation de la matière organique fraîche et très fermentescible qu'elles contiennent, avec production de mauvaises odeurs. Outre la teneur en éléments-traces (liée à la présence de matières minérales dissoutes ou insolubles), la siccité est un paramètre fondamental de la caractéristique des boues : elle s'exprime en tonnages de Matière Sèche (MS).

V.2 Système de traitement des boues

Telle quelle apparaissent au cours du traitement des eaux usées, les boues d'épuration nécessitent un traitement préalable et ce dans le but est de réduire leur volume et d'éviter la détérioration des matières organiques facilement décomposable

On distingue trois grands types de traitement :

V.2.1 Réduction de la teneur en eau des boues

Pour réduire les volumes à manipuler, différents procédés sont mis en œuvre comprenant, par ordre croissant d'efficacité et de coût, l'épaississement, la déshydratation et le séchage. En amont de ces procédés, des traitements dits de conditionnement :

a)- Le conditionnement est souvent utilisé pour favoriser la séparation liquide-solide. Il utilise des flocculants organiques de synthèse (appelés poly-électrolytes) ou minéraux (chaux, sels de fer ou d'aluminium). Le conditionnement peut aussi se faire par voie thermique (autoclavage) et consiste en une cuisson des boues à 180 - 220 °C pendant une demi-heure à deux heures pour casser les liaisons colloïdales propres à la rétention d'eau, ce procédé est toutefois rarement utilisé en raison des difficultés d'emploi et d'un coût prohibitif.

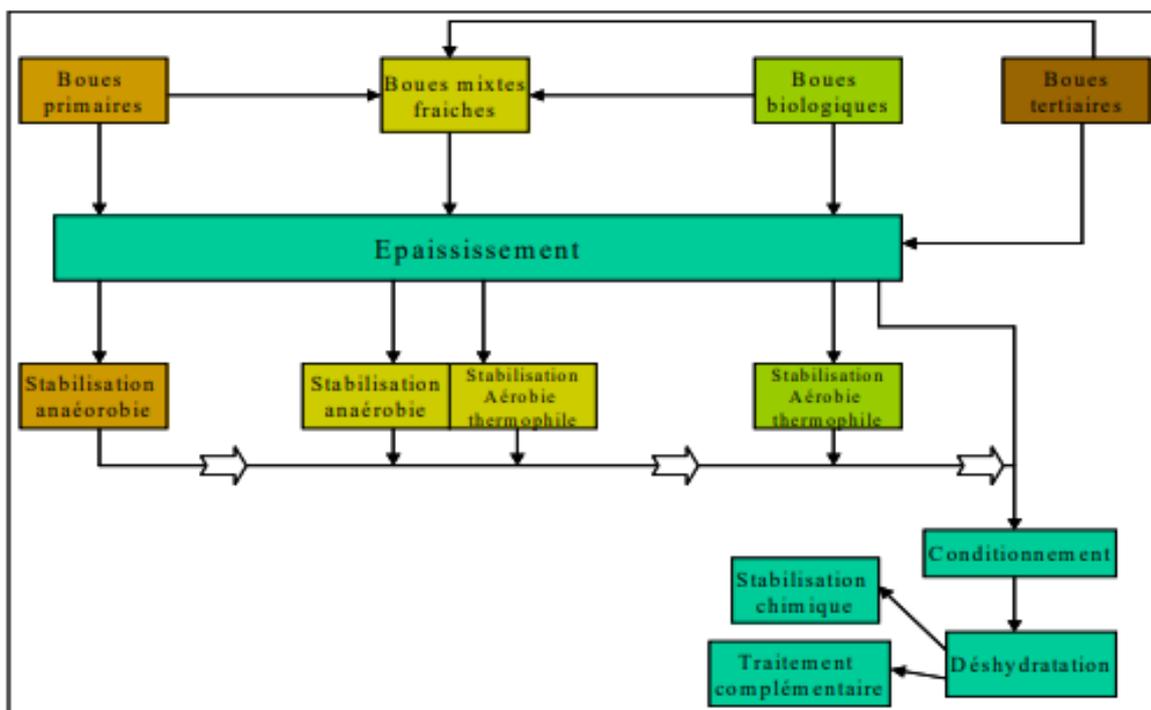


Figure V.1 : Schéma général des traitements des boues

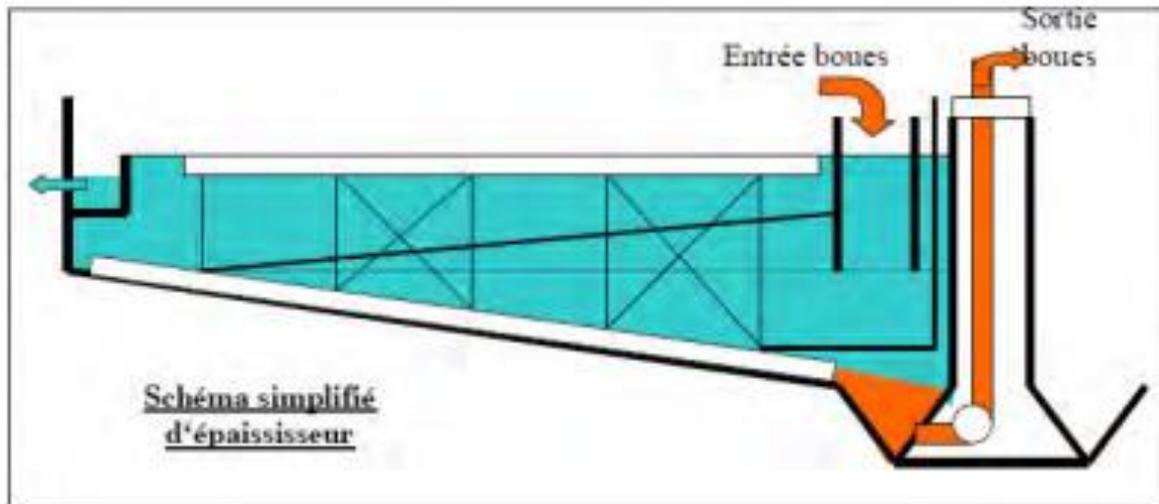
V.2.2 Épaississement

Les procédés d'épaississements permettent de réduire le volume des boues grâce à l'extraction de leur eau. Ils sont très simples, ils peuvent être utilisés pour les stations des petites collectivités car ils n'entraînent pas de dépense d'énergie de fonctionnement, et entraînent une réduction importante du volume des boues. L'épaississement vise donc à augmenter la siccité des boues, soit leur teneur en matière sèche, sans modifier le caractère liquide des boues.

Ensuite, les boues récoltées peuvent subir ou non différents traitements (stabilisation ou stockage) en vue d'une potentielle valorisation, à des fins d'épandage par exemple.

On distingue deux grandes familles de procédés d'épaississement : gravitaire et dynamique.

e) Epaississement gravitaire



FigureV .2: Schéma simplifié d'un épaisseur

Ci-dessus, le schéma simplifié d'un épaisseur gravitaire. C'est le procédé d'épaississement le moins coûteux, donc souvent utilisé dans les petites stations (inférieures à 2000 EH). L'eau surnageant est récupérée et réacheminée en tête de station. Les boues obtenues sont épaissies avec un facteur de concentration de 2 à 8 fois, correspondant généralement à une siccité maximale de 3 à 3.5%.

f) Epaississement dynamique

Les procédés d'épaississement dynamique ou mécanique sont composés de diverses techniques :

- flottation et centrifugation généralement utilisées pour les installations de moyenne à grosse importante ;
- égouttage, utilisé pour des petites STEP, souvent avec des boues biologiques d'aération prolongée

L'égouttage permet une réduction du volume de boues de l'ordre de 6 à 7, soit une siccité de l'ordre de 5-8%. Cette technique utilise environ 5kg de polymère / Tonne Matière Sèche et une consommation électrique d'environ 30 à 60 kWh/ T Matière Sèche.

V.2.3 Digestion aérobie

V.2.3.1 Définition

La digestion aérobie ou fermentation aérobie est un processus de **traitement des eaux usées** conçu pour réduire le volume des boues d'épuration et les rendre aptes à une utilisation ultérieure.

Le digesteur aérobie est généralement utilisé dans une station de traitement à boues activées.

Les boues activées résiduelles et les boues primaires sont combinées, le cas échéant, et envoyées dans un épaisseur ou la teneur en solides est augmentée.



Figure V .3: les digesteurs aérobies

V.2.3.2 Procédé conventionnel

Dans sa forme conventionnelle, la digestion aérobie est similaire au procédé de boues activées, à l'exception du temps de séjour des boues qui est nettement plus long. Le procédé conventionnel s'opère à température ambiante, soit habituellement, à des températures de boues comprises entre 8 et 22 °C. La stabilisation aérobie s'effectue dans des bassins aérés par des diffuseurs submergés ou des aérateurs mécaniques de surface. La digestion aérobie conventionnelle présente plusieurs avantages sur la digestion anaérobie classique

- L'opération des digesteurs aérobies est plus simple que celle des digesteurs anaérobies, de même, moins de problèmes d'instabilité sont constatés.

- De plus, une plus grande partie de la valeur fertilisante des boues (i.e. teneur en azote, phosphore et potassium) est conservée lors du traitement par voie aérobie en comparaison au traitement anaérobie ;

- La digestion aérobie requiert une moins grande concentration de boues pour opérer, ceci permettant d'éviter la nécessité d'une étape d'épaississement ;
- Finalement, les coûts en capitaux pour la construction des digesteurs aérobies sont moins élevés que pour les digesteurs anaérobies.

V.2.3.3 Procédé thermophile auto thermique

La digestion des boues dans ces conditions thermophiles de température s'effectue de façon plus rapide que dans les conditions mésophiles, ce qui résulte en une réduction significative du temps de séjour des boues dans les digesteurs. La faisabilité des procédés thermophiles sans source exogène de chaleur a été démontrée lors de diverses études. Les avantages de la digestion aérobie auto thermique sur la digestion aérobie mésophiles peuvent se résumer ainsi :

La hausse des cinétiques de digestion permet de diminuer le temps de digestion des boues « 7 jours). Les températures élevées entraînent une destruction très performante des microorganismes pathogènes (i.e. sous la limite de détection qui est $< 10^3$ UFC/ 100 ml).

- La nitrification n'a habituellement pas lieu en conditions thermophiles, permettant ainsi de diminuer la demande en oxygène du système.
- Les micro-organismes thermophiles nécessitent une énergie de maintenance accrue, ce qui résulte en une production réduite de biomasse (1976).
- Il faut cependant prendre note que le procédé de digestion aérobie auto thermique nécessite une teneur en solides initiales plus élevée que la digestion aérobie mésophile, et ce, afin d'atteindre les températures thermophiles.

V.2.3.4 Procédé de digestion mixte

Dans le premier cas, les boues sont pré-digérées (temps de séjour d'environ 1 jour) dans un digesteur thermophile auto thermique, puis elles sont acheminées dans un réacteur anaérobie mésophile, où la digestion peut alors être complétée dans une période de traitement s'étalant entre 8 et 10 jours. L'implantation de ce procédé est suggérée dans les stations d'épuration dont la capacité des digesteurs anaérobies est excédée.

- Il faut noter que la chaleur des boues produite lors de l'étape thermophile est transférée dans le digesteur anaérobie, ce qui permet de maintenir celui-ci dans les conditions de températures optimales, sans apport exogène de chaleur.

- L'autre variante possible de la digestion mixte consiste à réaliser le procédé de digestion anaérobie en amont d'une étape de digestion aérobie auto thermique. Dans ce cas, l'opération de la digestion anaérobie est sous sa forme conventionnelle (temps de séjour de 15 à 30 jours), toutefois, une plus grande réduction de la matière organique est atteinte, de même qu'une meilleure désinfection des boues. L'ajout d'un échangeur de chaleur associant les boues digérées dans le digesteur thermophile et les boues affluentes du digesteur anaérobie permet de récupérer une partie de la chaleur produite.

V.2.3.5 Procédé anoxie-aérobie

- Les coûts énergétiques importants inhérents à l'aération des digesteurs aérobies ont orienté la recherche de procédé de digestion à aération intermittente. Le principe de base associé à cette approche est l'utilisation, par les micro-organismes à métabolisme respiratoire, du nitrate comme accepteur final d'électrons.
- Le procédé de digestion anoxie-aérobie consiste à traiter les boues par une alternance de conditions d'aération et de non-aération. Lors de la phase aérobie, les activités biologiques de minéralisation de la matière organique causent une oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate, lequel devient disponible pour la respiration lorsque l'aération est arrêtée (phase anoxie). Les diverses études portant sur ce procédé témoignent d'une stabilisation des boues équivalente au procédé conventionnel de digestion aérobie.

Présente des avantages intéressants par rapport à la digestion aérobie de base.

- Les coûts énergétiques associés à l'aération sont nettement moindres (jusqu'à 42 % de moins).
- L'alcalinité produite en conditions anoxies favorise le maintien du pH près de la neutralité.
- À la suite de la dénitrification, un enlèvement appréciable (entre 20 et 32 %) de l'azote total est constaté dans les boues.

V.2.4. Processus de digesteur aérobie

V.2.4.1 Généralités

- Le digesteur aérobie est généralement utilisé dans une usine de traitement des boues activées.
- Les boues activées résiduelles et les boues primaires sont combinées, le cas échéant, et transmises à un épaisseur où la teneur en solides est augmentée.
- Cela réduit considérablement le volume qui doit être traité dans le digesteur.

- Le processus est généralement exécuté comme un processus par lots avec plus d'un réservoir de digesteur en fonctionnement à la fois.
- L'air est pompé à travers le réservoir et le contenu est agité pour garder le contenu complètement mélangé. Du dioxyde de carbone, de l'air vicié et de petites quantités d'autres gaz, compris du sulfure d'hydrogène, sont émis.
- Ces gaz résiduels nécessitent un traitement pour réduire les odeurs dans les ouvrages proches des habitations ou susceptibles de générer des nuisances publiques. La digestion est poursuivie jusqu'à ce que le pourcentage de solides dégradables soit réduit entre 20% et 10% selon les conditions locales.
- Lorsque des déchets autres que des eaux usées sont traités, les déchets organiques tels que les déchets alimentaires, de carton et d'horticulture peuvent être considérablement réduits en volume laissant une production qui peut être utilisée comme amendement du sol ou comme combustible de biomasse.

V.2.4.2 Mécanismes

Dans un milieu pauvre en substrat, on peut considérer que le catabolisme endogène prédomine sur les réactions d'anabolisme ; Ce sont généralement les réactions de minéralisation qui représente le mieux le résultat net du processus. Si on considère la formule chimique $C_5H_7NO_2$ représentative de la biomasse cellulaire, l'activité catabolique en condition aérobie s'exprime de façon simplifiée par l'équation suivante :



V.2.4.3 Les avantages et Inconvénients

Le tableau suivant rassemble les avantages et inconvénients du procédé.

Avantages	Inconvénients
L'opération des digesteurs aérobies est plus simple que celle des digesteurs anaérobies et moins de problèmes d'instabilité sont rencontrés	Les coûts d'opération des digesteurs aérobies sont très élevés, dû à la grande demande énergétique créée par les besoins en aération
La digestion aérobie requiert une moins grande concentration de boues affluentes que	Aucune récupération énergétique n'est tirée du procédé de digestion aérobie. alors que le

la digestion anaérobie, éliminant ainsi le besoin d'un procédé d'épaississement	méthane produit par la digestion anaérobie permet d'absorber certains coûts d'opération
Comparativement aux boues traitées en anaérobiose. Une plus grande partie de la valeur fertilisante des boues aérobie est conservée, ce qui favorise leur valorisation agricole.	La performance de la digestion aérobie est très dépendante de la température ; l'efficacité du traitement varie beaucoup en fonction des saisons
Le capital requis pour la construction des digesteurs aérobies est moins élevé que pour les réacteurs anaérobies	

Tableau V .1 : les avantages et inconvénients de digestion aérobie

V.2.5 Digestion anaérobie

V.2.5.1 Définition

- ❖ La digestion anaérobie des boues est un procédé plus que centenaire qui permet de réduire la masse (matières sèches) des boues à éliminer de l'ordre de 35 à 40 %.
- ❖ La méthanisation ou digestion anaérobie est un procédé naturel de transformation de la matière organique en énergie par des bactéries en l'absence d'oxygène. Conduite dans des enceintes confinées-appelées digesteurs-à l'intérieur desquelles les réactions de fermentation sont optimisées et contrôlées, elle produit du biogaz composé majoritairement de méthane, tout en réduisant de moitié le taux de matières organiques de nombreux déchets ou sous-produits biodégradables. Le résidu de la digestion (ou digestat) est stable, désodorisé, débarrassé en majeure partie des germes pathogènes.
- ❖ La digestion anaérobie en deux phases est une excellente solution pour :
 - assurer une hydrolyse rapide de la MO dans un premier réacteur thermophile à faible temps de séjour ;
 - optimiser la phase de méthanisation dans un second réacteur mésophile.

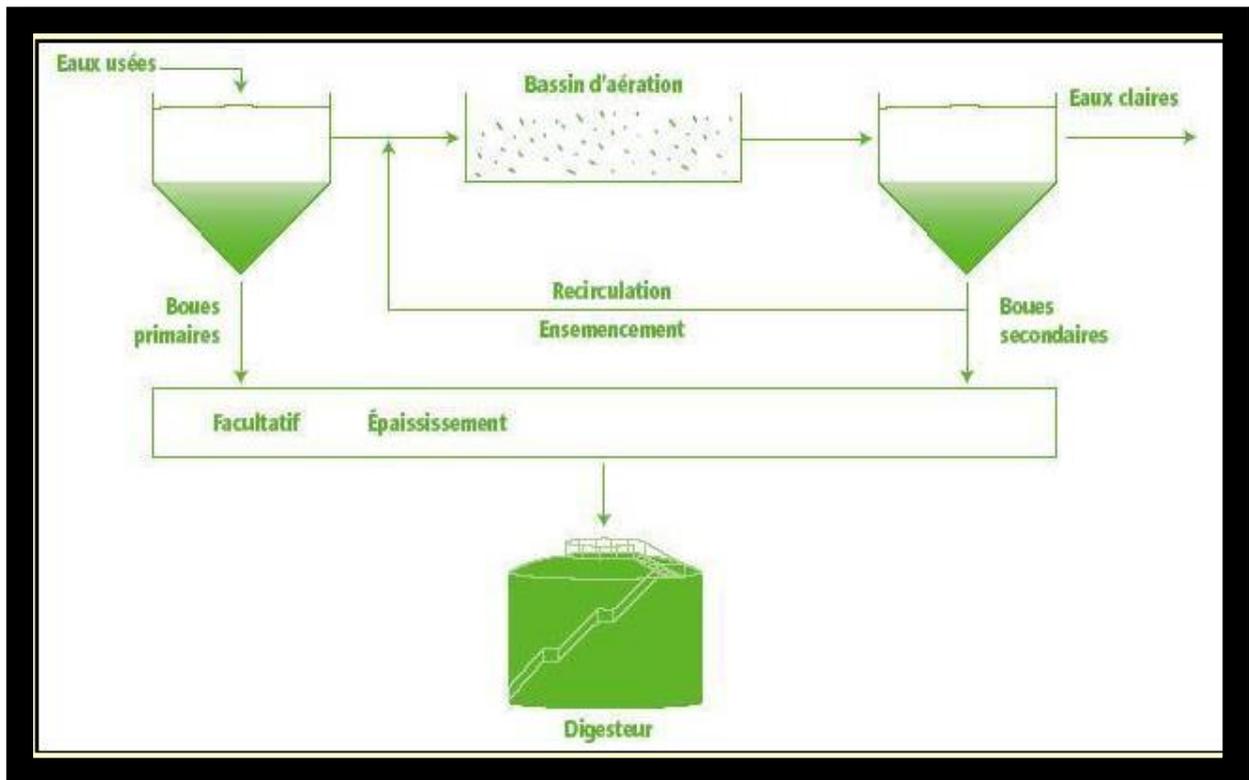


Figure V .4 la digestion anaérobie dans la chaîne de traitement des eaux usées

V.2.5.2 Les paramètres de la digestion anaérobie

- Le temps de rétention hydraulique.
- Température.
- pH.
- Charge organique entrante.
- Oxygénation et teneur en eau

a) **Le temps de rétention hydraulique** :le TRH ou temps de rétention hydraulique (temps de séjour moyen des boues) est le principal paramètre de dimensionnement d'un digesteur.il est généralement de l'ordre de 30jours, ce qui est un compromis entre l'optimisation des performances de la dégradation de la matière organique et le volume du digesteur.

b) **Température** :la digestion anaérobie de la matière organique ne produisant pas significativement de chaleur, il est nécessaire de chauffer les digesteurs pour maintenir une température compatible avec bonne activité microbienne chauffage est assuré généralement en consommant une partie du méthane produit.

c) **pH** :la zone optimale de PH pour méthanisation est située aux alentours de la neutralité. Les bactéries méthanogènes sont fortement inhibées en dessous de 6.les bactéries acidogènes supportent mieux les PH inférieurs à 6.une chute de PH est donc le signe d'un

dysfonctionnement. Dans la plupart des cas, le PH est autorégulé dans le digesteur avec des valeurs optimales comprises entre 6.8 et 7.4 mais un ajout de bicarbonate de soude peut être nécessaire pour le maintenir.

d) Charge organique entrante : si le déchet est bien fermentescible, il faut éviter les surcharges brutales (augmentation de plus de 20% en moins d'une journée) qui risquent de déséquilibrer le processus et d'acidifier le milieu par suite d'une trop rapide production d'acides gras volatils. Pour les déchets de biomasse (dont la teneur en carbone de la mati »ré organique est environ 50% de sa masse sèche), on obtient environ 1 Nm³ de biogaz par kilogramme de matière organique dégradée.

e) Oxygénation et teneur en eau : l'oxygène est extrêmement toxique pour les bactéries anaérobies strictes (a cétoènes et méthanogènes).il est donc indispensable de protéger le milieu de toute entrée d'air. Une façon simple de procéder est de travailler en système noyé (saturé en eau) dans une cuve avec un ciel de faible volume. Les procédés de méthanisation sont donc spécialement adaptés pour les déchets très humides (teneur en eau supérieure à 80%).

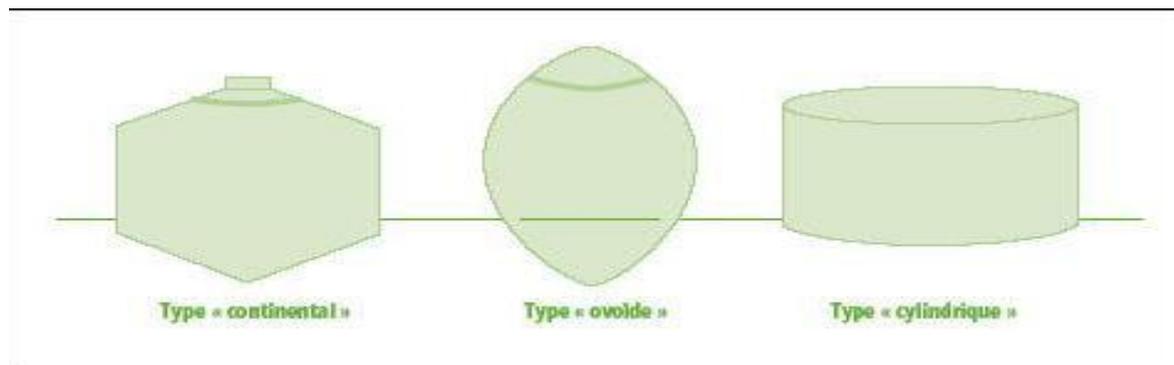


Figure V .5: les formes de digesteurs

V.2.5.3 Les étapes de digestion anaérobie

La digestion anaérobie des boues comporte trois étapes :

1-Au cours de la première étape, les composés organiques complexes de la partie solide des boues subissent une transformation en composés organiques complexes solubles ;

2-Après cette solubilisation, les molécules organiques complexes sont converties en acides gras volatils, composés plus simples, par des micro-organismes anaérobies ;

3- La dernière étape de la réaction en série est la minéralisation complète des acides gras volatils en méthane, en dioxyde de carbone et en sulfure d'hydrogène.

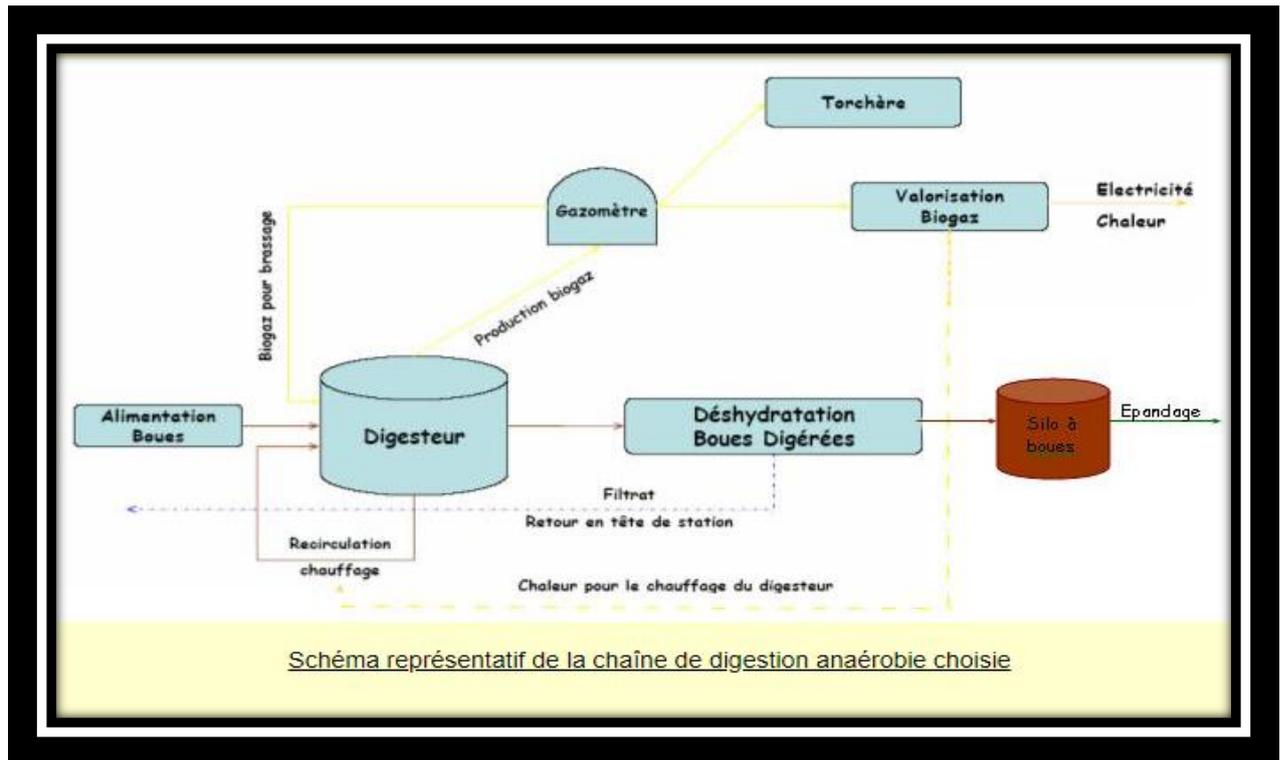


Figure V .6: Schéma représentatif de la chaîne de digestion anaérobie

V.2.5.4 Les avantages de la digestion anaérobie

Les avantages de la digestion anaérobie sont multiples :

Réduction des nuisances olfactives : les boues fraîches des effluents urbains ont une couleur grise ou jaunâtre ; elles contiennent des matières fécales, des débris de légumes, des fibres... Elles sont malodorantes. Les boues dont la digestion est achevée ont une couleur noire (sulfure de fer) et dégagent une odeur faible proche de celle du goudron. On ne peut pratiquement plus distinguer leurs constituants initiaux (à l'exception des cheveux, poils, certaines graines et certains déchets plastiques). La manipulation à l'air libre des boues digérées n'entraîne plus de nuisance et on n'observe pas de reprise de fermentations même après un temps déstockage prolongé (au contraire des stabilisations chimiques voire aérobies).

- Hygiénisation : 90 % des salmonelles et de la plupart des germes pathogènes sont détruits, mais l'élimination des virus et des œufs d'helminthes semble un peu moins bonne.
- Diminution de la quantité de boues : l'élimination d'une partie importante de la MO par fermentation entraîne une réduction globale de la matière :

Si l'on appelle :

- m_1 le pourcentage de matières minérales des boues fraîches (par rapport aux MES) ;
- m_2 le pourcentage de matières minérales des boues digérées (par rapport aux MES) ;

- la réduction x de **MO** obtenue par la digestion s'obtient par la relation :

Cette formule part de l'hypothèse de la conservation des matières minérales entre l'entrée et la sortie du digesteur ; c'est une approximation car il y a des modifications notamment sur la concentration en carbonates mais cela reste la méthode la plus simple à mettre en œuvre sur le terrain.

Une réduction de 40-50 % de la teneur en **MO** correspond sensiblement, sur les boues d'ERU, à l'élimination du tiers des matières sèches. Les installations aval de déshydratation, de séchage des boues ou d'incinération sont réduites en conséquence ; en outre, vu la capacité tampon importante du digesteur, leur alimentation peut être parfaitement régulière (débit, concentration et qualité).

Une boue primaire n'améliore pas sa déshydratabilité, ceci est aussi vrai pour les boues biologiques. Par contre la digestion des boues mixtes entraîne une perte de déshydratabilité d'autant plus grande que le ratio Boues biologiques/Boues Primaires est grand. Cela est dû à une réduction plus importante de la matière organique des boues primaires qui entraîne une augmentation de la proportion de matière organique provenant des boues biologiques dans le mélange digéré.

Au niveau environnemental, la digestion présente l'avantage de fournir de l'énergie sous une forme stockable : le biogaz, dont la quantité produite est normalement très excédentaire par rapport aux besoins thermiques de l'installation de digestion.

Par exemple, lors du traitement de boues mixtes fraîches à 70 % de MO/MES en zone tempérée, environ 1/3 du biogaz produit suffit pour le chauffage du digesteur, 2/3 reste donc disponible pour une valorisation.

Le biogaz contribue donc à l'autosuffisance des usines de traitement des eaux résiduaires : la consommation d'énergies fossiles est réduite, l'empreinte environnementale des usines est également améliorée par la réduction des volumes des boues à transporter.

Le stockage du biogaz est réalisé généralement dans des gazomètres souples ou à cloche (au voisinage de la pression atmosphérique) ou dans des sphères sous pression de quelques bars. En cas de valorisation du biogaz (chauffage, séchage, incinération, cogénération...), un stockage de 6 à 8 h s'impose.

V.2.5.5 Comparaison des systèmes anaérobie et aérobie

Le tableau ci-dessous présente la comparaison des systèmes anaérobie et aérobie

Tableau V .2 Comparaison des systèmes anaérobie et aérobie

Digestion anaérobie (méthanisation)	Digestion aérobie (compostage)
Digestat	compost
Gaz carbonique	Gaz carbonique
Méthane	Chaleur
Sulfure d'hydrogène (traces)	

V.2.6 Lit de séchage

Les lits de séchage de boues non-plantés sont des bassins peu profonds, remplis de sable et de gravier et équipés d'un système de drainage pour recueillir le percolât. Les boues sont répandues à la surface du lit où elles sèchent (**Figure V.8**). Le processus de séchage est double : drainage de la partie liquide libre à travers le sable et le gravier vers le fond du lit et évaporation de l'eau restante dans l'air. La conception ainsi que le fonctionnement du lit de séchage sont assez simples, mais nécessitent un choix de charge admissible adapté ainsi qu'une bonne répartition hydraulique des boues sur la surface du lit. On estime à environ 50 à 80 % la fraction du volume initial qui s'infiltré et est évacué du lit (percolât), selon les caractéristiques des boues de vidange (BV) entrantes. Après avoir atteint le niveau de déshydratation souhaité, les boues doivent être retirées du lit, ce qui se fait manuellement ou à l'aide d'un engin motorisé. Un stockage supplémentaire permet la réduction des agents pathogènes, si cela est rendu nécessaire pour la réutilisation ultérieure des matières. Ce type de traitement est intéressant pour sa relative facilité d'utilisation et son faible coût, mais nécessite une emprise foncière importante.

V.2.6.1 Description et principe de fonctionnement

Ce type de station de traitement des boues de vidange comprend plusieurs lits de séchage. Les boues sont déversées alternativement sur chacun de ces lits de séchage, où elles restent jusqu'à ce que le niveau de déshydratation souhaité soit atteint. Une fois sèches elles sont curées, avec engin ou manuellement, pour être mises en décharge ou bien subir un traitement Complémentaire, souvent par simple stockage, en vue de leur réutilisation. Le mécanisme de séchage repose sur deux principes. Le premier est l'infiltration de la fraction liquide à travers

le sable et le gravier. Ce processus est d'autant plus important que les boues entrantes contiennent une grande fraction d'eau libre. Il est relativement rapide, allant de quelques heures à quelques jours. Le second processus, l'évaporation, extrait la fraction d'eau dite « liée » à la matière solide, ce qui se déroule généralement sur une période de quelques jours à quelques semaines. Rapportent une évacuation de 50 à 80 % du volume initial des boues via la filtration et le drainage, et 20 à 50 % d'eau extraite par évaporation. Ces ordres de grandeur sont valables pour les boues ayant une proportion d'eau libre importante. Il y aura toutefois moins de déshydratation par drainage et plus par évaporation avec des boues présentant une proportion d'eau liée plus grande. Par exemple, aucun percolât n'a été observé lors du séchage de boues qui avaient été préalablement épaissies. Dans les lits de séchage de boues plantés, l'évapotranspiration contribue également à la déshydratation.

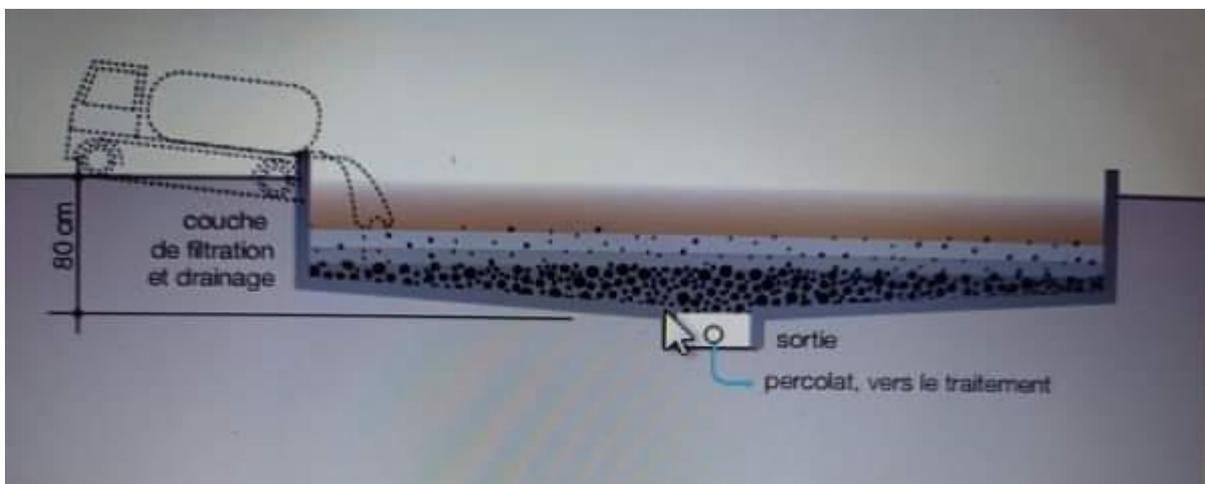


Figure V.8 : Schéma de principe d'un lit de séchage de boues non-planté

V.2.6.2 Paramètres de conception des lits non plantés

Plusieurs facteurs contextuels doivent être pris en considération pour le dimensionnement. Ils peuvent être regroupés en deux catégories : les facteurs climatiques et les types de boues à traiter. Les critères de conception sont la charge admissible en boues, l'épaisseur de la couche de boues déversée et le nombre de lits. Ces différents paramètres sont présentés dans les paragraphes suivants :

V.2.6.2.1 Facteurs climatiques

Les facteurs suivants :

Climatiques qui affectent le fonctionnement des lits de séchage non-plantés sont les

- Humidité : l'humidité élevée réduit l'évaporation ;

- Température : les températures élevées, associées à une humidité faible et à un fort vent, augmentent l'évaporation ;
- Pluviosité : les lits non-plantés peuvent ne pas être adaptés là où les pluies sont fréquentes, intenses et de longue durée. La conception des lits dans les climats très pluvieux doit intégrer la non-utilisation des lits pendant la saison des pluies ou leur couverture par une toiture. L'effet de la pluie est de ré-humecter la boue dans une proportion plus ou moins importante selon le niveau de séchage qu'elle a déjà atteint, une boue craquelée permettant en effet d'évacuer l'eau et de diminuer ainsi la ré-humectation des matières solides.

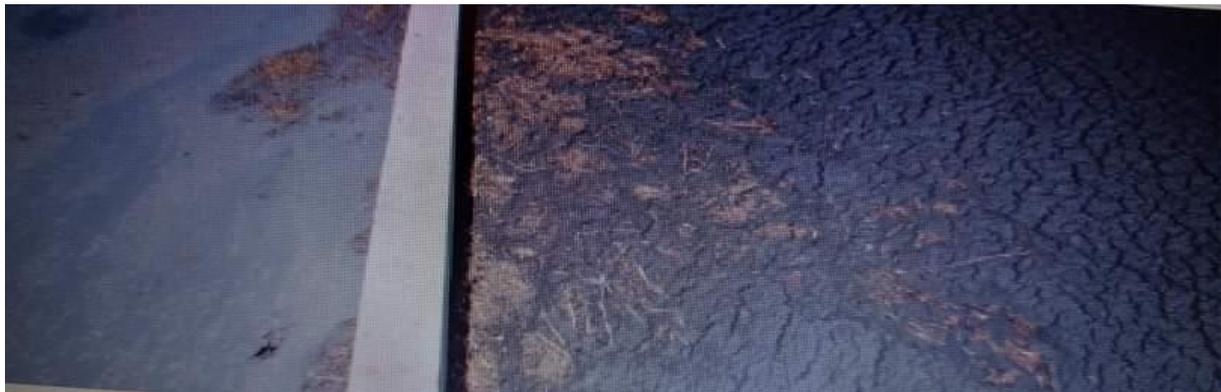


Figure V.9: Boues de vidange fraîchement déversées et partiellement déshydratées sur les lits de séchage non-plantés de la station de traitement des boues de vidange.

V.2.6.2.2 Types de boues de vidange

La provenance des boues est un point important lorsque l'on utilise les lits de séchage non plantés. Les boues issues de fosses septiques comportent une fraction d'eau liée plus petite, elles sont donc plus facilement déshydratables que les boues de vidange fraîches. En d'autres termes, on peut considérer que ces boues digérées présentent une meilleure aptitude à la déshydratation.

Elles peuvent donc être appliquées avec une couche plus épaisse ou à une charge massique ou volumique supérieure. Les boues provenant des toilettes publiques ne sont généralement pas autant digérées et présentent donc une capacité de déshydratation moindre. Par conséquent, une quantité plus faible d'eau est évacuée par filtration et un temps de séchage plus long est nécessaire. La technologie du lit de séchage non-planté seule pourrait s'avérer peu adaptée pour ces boues-là, selon le contexte.

Pescod (1971) a effectué des tests de séchage avec des boues de latrines fraîches. Il rapporte une grande dispersion des résultats en termes de déshydratation, dont certains sont comparables au séchage de boues bien stabilisées. En général avec des boues de toilettes publiques fraîches, une séparation des fractions liquides et solides est difficile à obtenir. Une solution consiste à mélanger ce type de boues avec des boues plus anciennes et plus stabilisées (par exemple des boues de fosses septiques) afin d'améliorer leur aptitude globale à la déshydratation.

V.2.6 .2. 3 Lits de séchage plantés

Les lits de séchage plantés (LSP), parfois aussi appelés « lits de déshydratation plantés », « lits de séchage plantés de roseaux » ou « lits d'humification plantés » sont des bassins constitués de matériaux granulaires poreux (par exemple du sable et du gravier) dans lesquels des macrophytes émergents sont plantés. Les LSP sont alimentés en boues qui s'y accumulent en couches, s'y déshydratent et s'y stabilisent par l'effet de nombreux mécanismes physiques et biologiques.

Les LSP ont tout d'abord été développés pour déshydrater et stabiliser les boues des petites stations d'épuration par boues activées en Europe et aux États- Unis Le procédé a ensuite été adapté avec succès dans d'autres parties du monde et pour d'autres types de boues, notamment les boues de vidange(BV) en provenance des dispositifs d'assainissement des ménages. Dans les climats tempérés, les LSP montrent des taux de déshydratation, de digestion des solides et d'oxydation plus élevés en été qu'en hiver, ce qui les prédisposent aux pays tropicaux où les écarts climatiques saisonniers sont moindres et le rayonnement solaire plus constant.

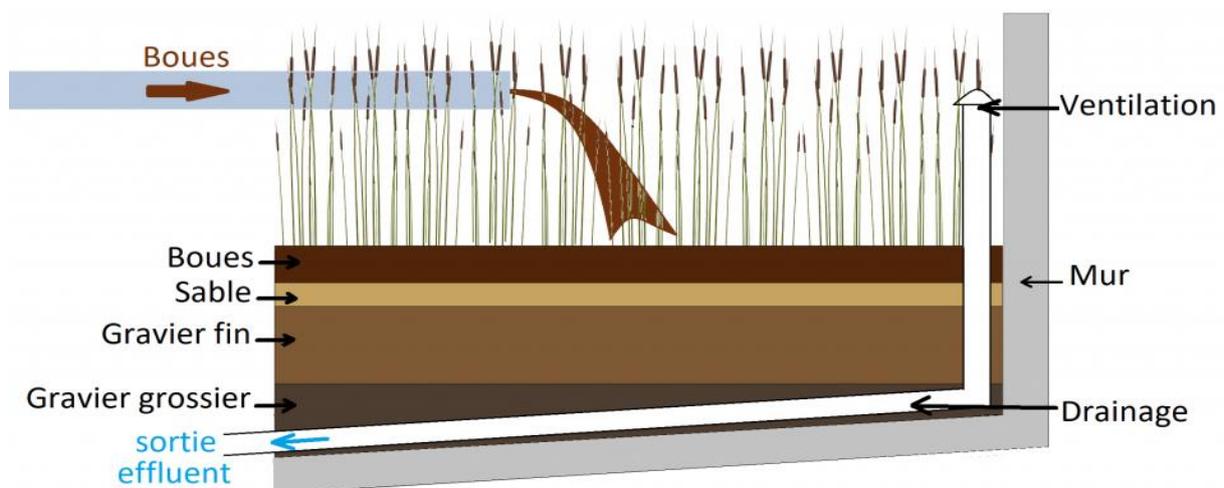


Figure V .10: Principe de fonctionnement des lits de séchage plantés

V.2.6 .2. 4 Mécanisme de traitement

Le traitement des boues dans les LSP est réalisé par une combinaison de processus physiques et biologiques. Dans les climats humides ou pluvieux, les macrophytes jouent un rôle essentiel dans quasiment tous les processus. Ils sont à l'origine de niveaux de traitement plus élevés qu'en lits de séchage non-plantés en termes de stabilisation et de réduction des pathogènes. Les macrophytes jouent notamment un rôle important pour :

- Stabiliser les lits afin d'éviter l'érosion des matériaux et le colmatage, ainsi que pour augmenter la capacité de drainage ;
- Augmenter la déshydratation (via l'évapotranspiration, par opposition à l'évaporation seule des lits de séchage non-plantés) ;
- Fournir une surface d'accroche pour le développement des microorganismes au sein de la couche de boues ;
- Transférer de l'oxygène dans la couche de boues (c'est-à-dire au sein de la rhizosphère) ;
- Absorber les métaux lourds et les nutriments. Si les LSP sont intéressants pour extraire l'humidité des boues via la transpiration, notamment dans les climats humides ou pluvieux, le risque de flétrissement et de mort des macrophytes existe pour les climats trop secs, en particulier si les boues n'apportent pas suffisamment d'eau.

Il est toutefois possible d'éviter cela en maintenant les lits en eau (en mode dit « ponding »), en fermant la vanne de sortie ou en réglant le niveau de sortie du système de drainage des lits. On peut ainsi pallier les épisodes de sécheresse même en climat très sec.

Les paragraphes qui suivent présentent les principaux mécanismes de traitement qui ont lieu dans les LSP et la manière dont les macrophytes y contribuent. Il sera important ensuite d'apprécier ces informations vis-à-vis des autres solutions de traitement présentées dans cet ouvrage.

La filière de traitement adaptée doit en effet être retenue sur la base des conditions locales.

V.2.6 .2. 5 Mécanisme de traitement Infiltration (percolation)

Après que les boues ont été déversées sur les lits, la fraction liquide s'écoule verticalement à travers les matériaux filtrants, pour être collectée en vue d'un traitement ultérieur, et les particules solides sont retenues à la surface de la matrice filtrante (qui est soit le substrat granulaire, soit la couche de boues déjà existante).

Dans les lits de séchage non-plantés il se peut que des canaux d'érosion se forment en surface

du lit et conduisent à des passages préférentiels et donc à un traitement inégal. Dans les LSP par contre, le système racinaire dense des macrophytes empêche l'érosion et contribue à la structuration mécanique des couches de boues. Le mouvement naturel des plantes sous l'effet du vent ainsi que la croissance des racines facilitent le drainage de la fraction liquide le long des tiges et des espaces tubulaires qui les entourent. Au fil de leur développement, les macrophytes brisent et détassent les boues qui s'accumulent, ce qui contribue aussi au maintien des conditions de filtration.

V.2.7 Filtre presse

Cette technologie permet de presser les boues entre de multiples parois verticales poreuses disposées les unes devant les autres, entre 2 supports horizontaux. Les boues sont introduites au sein du dispositif sur lequel une forte pression est appliquée (jusqu'à 15 bars), ce qui entraîne l'écoulement d'un percolât à travers les parois poreuses jusqu'à une ouverture pratiquée dans le support inférieur.

V.2.7.1 Fonctionnement

Les filtres presses sont composés de plaques perforées munies de membranes filtrantes et montées sur des supports. Les plaques peuvent se déplacer sur les supports sous l'action d'une presse hydraulique ou d'une vis située à l'extrémité mobile de la suite de plaques. La filtration a lieu dans les chambres créées par l'espacement entre les plaques. Les chambres sont munies d'une entrée pour la suspension et d'une sortie pour le filtrat.

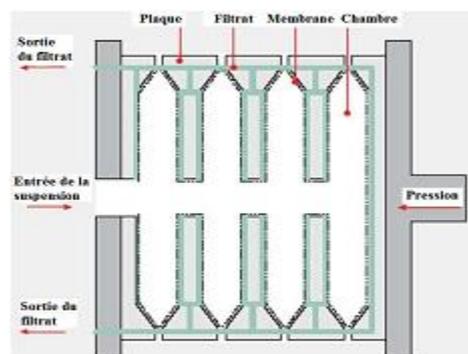


Figure V .11: Schématisation du principe d'un filtre presse

En général, la filtration dans les filtres s'effectue en plusieurs étapes : filtration de la suspension, compression du gâteau, lavage du gâteau, décharge du gâteau et nettoyage de la membrane. Pendant l'étape de filtration de la suspension, les plaques sont pressées ensemble sous pression par la pompe hydraulique. La filtration s'effectue des deux côtés de la chambre

simultanément ce qui permet une filtration rapide. Dans l'étape de compression, le gâteau formé par filtration est alors comprimé par une membrane en caoutchouc gonflée avec de l'air comprimé. Cette compression permet d'enlever encore un peu de liquide du gâteau. Le gâteau est ensuite lavé par l'injection d'un liquide de lavage pour récupérer la liqueur mère. Une étape additionnelle d'injection d'air comprimé au travers du gâteau peut être effectuée. Cela permet d'enlever le maximum d'humidité et d'obtenir des gâteaux jusqu'à moins de 8% p/p d'humidité. Les dernières étapes consistent à ouvrir les plaques et récolter le gâteau produit. Le nettoyage des membranes filtrantes peut ensuite être effectué à l'aide de jets d'eau combinés à une vibration des membranes. Suite à ce nettoyage, le cycle recommence.

Les filtres presses sont des équipements versatiles puisqu'il est facile de varier leur surface de filtration en variant le nombre de chambres actives. L'épaisseur des plaques peut être variée ou des espacements peuvent être aménagés pour augmenter la capacité des chambres. Ils sont disponibles en versions semi-automatique et automatique pour la décharge du gâteau par vibration ou par déplacement de la membrane filtrante. La décharge du gâteau et le nettoyage des membranes peuvent toutefois s'avérer difficiles, dépendamment des applications. Ils sont disponibles en versions horizontale ou verticale. La pression typique d'opération pour les filtres presses est de 6 ou 7 bars, mais elle peut atteindre jusqu'à 20 bars et plus.



Figure V .12: Filtrepresse horizontal KMEC engineering

Les filtres presses verticaux gagnent en popularité puisqu'ils permettent d'atteindre de hautes fractions solides et ont une grande capacité de filtration pour un faible espace occupé. Comme les filtres presses horizontaux, ils sont constitués d'une série de chambres empilées sur une bande filtrante continue.



Figure V .13: Filtre presse vertical Huzhou Hehui Machinery Co.

V.2.7.2. performances

Les Filtre- presse sont entièrement automatisés, mais le procédé de déshydratation mécanique reste discontinu (succession de phases déshydratation et de dé bâttissage). La toile filtrante doit également être nettoyée régulièrement pour éviter tout colmatage de la toile.

Ils permettent d'obtenir les siccités les plus élevées : jusqu'à 35% avec un conditionnement minéral (chlorure ferrique +chaux) et environ 25% avec conditionnement minéral (chlorure ferrique + polyélectrolytes de synthèse). La tenue en tas des boues produites est bonne.

Ce type de déshydratation est plutôt adapté aux stations de traitement des eaux usées de taille importante. En effet, ces performances en matière de siccité permettent de réduire les volumes de boues de façon importante en comparaison des autres procédés.

V.2.8 Les traitements complémentaires

Les traitements complémentaires constituent un complément d'épuration des eaux usées pour les adapter à l'usage que l'on veut en faire . Ainsi, la sensibilité de certains milieux récepteurs et les besoins de potabilisation d'une eau peuvent exiger des traitements épuratoires encore plus poussés.

V.2.8.1 Elimination de l'azote et du phosphore

Les apports en sels nutritifs, notamment , en azote et phosphore constituent une cause directe de 'eutrophisation des cours d'eaux, c'est-à-dire la croissance excessive de phytoplancton et des plantes aquatiques pouvant mener , lors de la décomposition de cette végétale, à un déficit en oxygène nuisible aux autres communautés.

Afin de préserver le milieu aquatique et de sauvegarder son équilibre biologique, l'élimination de ces deux éléments dans les stations d'épuration s'avère nécessaire.

L'origine de l'azote et du phosphore dans les eaux résiduaires urbaines, les mécanismes physiques et biologiques impliqués dans leur traitement seront développés ultérieurement.

V.2.8.2 La désinfection

Ce traitement a pour objectif principal d'améliorer la qualité bactériologique de l'effluent afin de protéger les zones sensibles (zone de baignade, zone conchylicole).

Elle se faisait le plus souvent par chloration (la dose à appliquer est de 2 à 10mg/l environ), mais les dérivés du chlore sont maintenant jugés dangereux, c'est pourquoi on utilise de préférence le dioxyde de chlore ou le brome l'usage de l'ozone se répand progressivement, notamment aux Etats-Unis d'Amérique à cause de l'absence d'effets secondaires et d'une meilleure tolérance du milieu naturel.

En Algérie, le réactif le plus souvent utilisé est l'eau de Javel qui nécessite pour être efficace le maintien d'une teneur suffisante (0,1 mg/l) et un temps de contact de 20 minutes.

V.2.9 Le traitement des boues résiduaires

Les boues résiduaires du décanteur ont une teneur en eau voisine de 99%, on l'exprime également en siccité (1%). En fonction de leur destination, elles font l'objet d'un traitement et d'un conditionnement ayant comme objectif d'empêcher la putréfaction et d'en réduire le volume (en éliminant l'eau).

Le traitement retenu dépend de la nature des boues et surtout de leur destination finale, il comprend une ou plusieurs étapes dont les principaux sont :

- ✓ Épaississement.
- ✓ Stabilisation.
- ✓ Déshydratation.

a) Epaisseur

Les boues en excès sont stockées dans l'épaississeur afin d'augmenter leur teneur en matière sèche où la siccité atteint 3 à 5%. Le surnageant de l'épaississeur est ramené en tête de l'enceinte biologique. Afin de permettre une évacuation aisée des boues épaissies, la pompe utilisée dans le décanteur peut être placée dans l'épaississeur.

b) Stabilisation :

Cette opération est nécessaire surtout pour les boues issues d'une décantation primaire. Ces dernières doivent être stabilisées. Dans le cas contraire, elles génèrent de mauvaises odeurs au stockage et à l'épandage qui font courir des grands risques à la pérennité de cette filière, la stabilisation peut être obtenue par différentes voies : anaérobie mésophile (digestion), aérobie thermophile, le compostage ou encore le chaulage.

c) Déshydratation

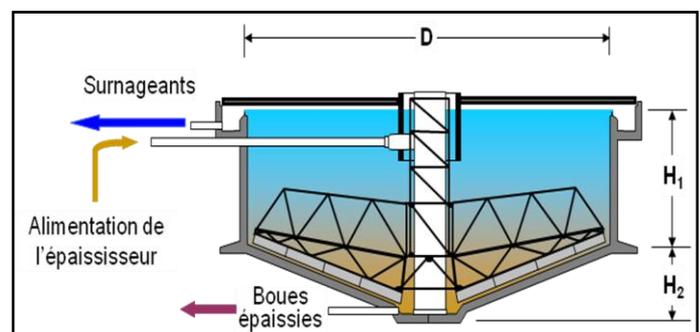
La déshydratation est destinée à diminuer les taux d'humidité, donc le volume de ces boues, de façon à faciliter les opérations d'évacuation. Cette déshydratation est réalisée naturellement par épandage sur des lits à sable dont le volume peut être calculé en fonction des quantités produites. Les lits sont généralement constitués de plusieurs couches de granulométrie différente munies d'un système de drainage pour l'évacuation des filtrats.

Les techniques utilisées sont également liées à la taille des stations : ainsi, en milieu rural offrant des facilités d'épandage, on pourra se contenter d'un simple épaissement, alors que les unités de grande taille doivent souvent recourir à une déshydratation, voir un séchage, en vue de l'incinération.

En résumé, on peut souligner que l'épandage et le langage sont des solutions qui nécessitent des surfaces importantes n'épurant que des quantités limitées d'eaux polluées. Les lits bactériens sont des traitements simples et relativement économiques, présentant l'inconvénient d'attirer les mouches dans les couches supérieures et de dégager parfois de mauvaises odeurs par suite d'une certaine anaérobiose. Dans le cas de boues activées, l'installation est réduite ; il n'y a ni mouches, ni mauvaises odeurs, mais leur fonctionnement dépend d'un système très complexe qui il faudrait suivre en continu.

Paramètres essentiels de dimensionnement :

- Les temps de séjours (T_s)
- La charge au radier ($kg\ MS/m^2/j$)



V.2.10 Exemple d'une conception

Donnes de base

Désignation	symbole	Quantité	unité
Quantité de boue en excès	$C_{b.produite}$	975.43	kg MES/J
Teneur en MS	MS_{BR}	8.82	Kg MES/m ³
Teneur en eau en amont épaisseur	W_1	99.1	%
Teneur en MS après épaissement	MS_{SEP}	30	Kg MES/m ³
Teneur en eau en amont épaisseur	W_2	97	%

Pour une bonne exploitation de la station, nous prévoyons deux épaisseurs pour l'horizon 2020 et un troisième pour l'an 2035.

1/-Volume journalier de boue à extraite :

$$V_{ex.d} = \frac{C_{b.produite}}{MS_{BR}} \quad V_{ex.d} = \frac{(975.43) / 3}{8.82} = 36.9m^3 / J$$

2/- Volume de l'épaisseur :

$$V_{épaisseur} = V_{b.produite} \times T_s$$

Avec T_s recommandé entre 1 et 2 jours

$$V_{épaisseur} = 36.9 \times 1.5 = 55.35m^3$$

3/-Surface de l'épaisseur :

La surface de l'épaisseur est conditionnée par la charge admissible au radier, cette dernière est en fonction de la nature des boues à épaisir, pour notre cas elle est comprise entre 25 et 40 Kg/m²/J. nous choisissons une charge de 25 Kg/m²/J.

$$S_{épaisseur} = \frac{V_{b.prod}}{C_{radier}} \quad S_{épaisseur} = \frac{325.143}{25} = 13m^2$$

4/-Diamètre de l'épaisseur :

$$D = \sqrt{\frac{4 \times S}{\pi}} \qquad D = \sqrt{\frac{4 \times 13}{\pi}} = 4 \text{ m}$$

5/-Hauteur de l'épaisseur :

$$H_{\text{épaisseur}} = \frac{V_{\text{épaisseur}}}{S_{\text{épaisseur}}} \qquad H_{\text{épaisseur}} = \frac{55.35}{13} = 4.26 \text{ m}$$

6/-Volume de boue épaisse :

$$V_{\text{boue épaisse}} = V_{\text{ex.d}} \times (1 - w_1) \div (1 - w_2)$$

$$V_{\text{boue épaisse}} = (36.9 \times 3) \times (1 - 0.991) / (1 - 0.97) = 33.2 \text{ m}^3 / J$$

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adrien, W. (2006). Simulation des transferts réactifs multi-constituants au sein des lits d'infiltration percolation – évaluation des capacités d'oxygénation. *Revue des sciences de l'eau*, 19(3), 151–257.

Amy G et al. (1996, 4 octobre). Protonation for enhancing the biodegradability of wastewater effluent in a potable-recovery soil aquifer treatment (SAT) system. *Journal of Water Science*, 9(3).

Bassompierre, C. (2007). Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote à la validation de modèles. Thèse Doctorat Institut National Polytechnique De Grenoble.

Bourrier, R. (2008). Les réseaux d'assainissement, calculs, applications, perspectives (5^e éd.). LAVOISIER.

Canler, J. and Perret, J. (2013). La réduction de boues par voie biologique par le procédé MycET. Thème de recherche TED E. Unité de recherche Milieux Aquatique, Ecologie et Pollutions Centre de Lyon.

Cardot, C. (2010). Les traitements de l'eau pour l'ingénieur Procédés physico-chimiques et biologiques - Cours et problèmes résolus - Génie de l'environnement - Niveau B. Edition de Ellipses-Technosup.

Cardot, C. (1999). Les traitements de l'eau pour l'ingénieur Procédés physico-chimiques et biologiques - Cours et problèmes résolus - Génie de l'environnement - Niveau B. Edition de Ellipses-Technosup.

Catherine B. (2009). Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées Rapport final [Review of Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées Rapport final]. Convention de partenariat ONEMA.

Dhaoudi, H. (2008). Traitement des Eaux Usées Urbaines : Les procédés biologiques d'épuration [Review of Traitement des Eaux Usées Urbaines : Les procédés biologiques d'épuration]. Université V de Tunis.

Dauphin S. (1998). Connaissance et contrôle du fonctionnement des stations d'épuration, intérêt et limites des moyens métrologiques actuels : application à la gestion hydraulique d'un décanteur secondaire .Thèse de doctorat, Faculté des sciences et techniques de l'eau, Université Luis Pasteur de Strasbourg, France.

Degremont. (2005). Mémento Technique de l'eau. LAVOISIER S.A.S.

Desjardins, R. (2014). Le traitement des eaux (2 éd.). Éditions de l'École polytechnique de Montréal.

Desjardins, R. (2010). Le traitement des eaux (2 éd.). Éditions de l'École polytechnique de Montréal.

Desjardins, R. (1997). Le traitement des eaux (2 éd.). Éditions de l'École polytechnique de Montréal.

Desjardins, R. (1990). Le traitement des eaux (2 éd.). Éditions de l'École polytechnique de Montréal.

Eckenfelder, W. W., & Vandevenne, L. (1982). Gestion des Eaux usées urbaines et industrielles : Caractérisation, techniques d'épuration, aspects économiques. Technique et Documentation Lavoisier.

Edeline, F. (1993). L'épuration biologique des eaux (4 ed) : théorie & ; technologie des réacteurs. Liège : CEBEDOC.

Edeline, F. (1988). L'épuration Biologique des eaux residuaires: Theorie et technologie: Ouvrage de reference et de synthese a l'intention des Etudiants, des ingenieurs et des praticiens. Technique et Documentation Lavoisier.

- Gaid, A. (1984).** Épuration Biologique des Eaux usées urbaines. Office des Publications Universitaires.
- Gamache, M. (1997).** Caractérisation de la microflore hétérotrophe impliquée dans le procédé simultané de biolixiviation des métaux et de la digestion des boues d'épuration. L'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau).
- Guerrée Henri, & Gomella, C. (1982).** Les Eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales. Eyrolles.
- Jean Rodier et al. (2005).** L'analyse de l'eau - Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (8e éd.). Dunod.
- Jean Rodier et al. (2009).** L'analyse de l'eau - Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (9e éd.). Dunod.
- Karoune, S.(2008).** Effets des boues résiduaires sur le développement des semis du chêne liège (*Quercus suber L.*). Diplôme de magistère. Université Mentouri Constantine Algérie.
- Kettab, A. (1989).** Traitement Des Eaux : Les Eaux Potables ; Office Des Publications Universitaires, Ben Aknoun, Alger.
- Kettab, A., Mitiche, R., & Bennaçar, N. (2008).** De l'eau pour un développement durable : Enjeux et Stratégies. *Revue Des Sciences De L'eau*, 21(2), 247–256. <https://doi.org/10.7202/018469ar>
- Libes, Y. (2010).** Les eaux usées urbaines et leur épuration. (https://www4.ac-nancy-metz.fr/ia54-circos/ienstmax/sites/ienstmax/IMG/pdf_pdf_Les_eaux_usees_et_leur_epuration.pdf. https://www4.ac-nancy-metz.fr/ia54-circos/ienstmax/sites/ienstmax/IMG/pdf_pdf_Les_eaux_usees_et_leur_epuration.pdf consulte le 6-9-2022)

- Metahri, M.**, (2012). Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes. Cas de la STEP de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse de doctorat, 148p.
- Michiel, R.** (2006). Traitement et rejet des eaux usées. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/pdf/5_Volume5/V5_6_Ch6_Wastewater.pdf.
- Mohand-Said. O** (2001). Cours de Procèdes unitaires biologiques et Traitement des eaux, OPU, édition 2.10.4334, 156p.
- Morin-Crini, N.** (2017). Eaux Industrielles contaminées: Réglementation, paramètres Chimiques et Biologiques & Procédés d'Épuration Innovants. Presses universitaires de Franche-Comté.
- Nidhal, B.**, (2017). Etude numérique d'un écoulement forcé dans un canal horizontal dont la partie inférieure est constituée de boues assimilées à un matériau poreux. Thèse de doctorat. Universitédeperpignan viadomitia.
- Office international de l'eau.** (2001). Procédés extensifs d'épuration des eaux usées : Adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 Eq-Hab): Guide.
- Ouali, M.** (2008) Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux 2emeEdition, office des publications universitaires, Alger
- Prudencio p. et Bernard b.** (2001). Procédés Extensifs d'épuration Des eaux usées, Office des publications des communautés Européennes, Fiches Thechnique, Printed in France, p11.
- Ramade, F.** (2000)., Dictionnaire encyclopédique des pollution.Ediscience international Paris, 689 p.
- Rejsek, F.** (2002).Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques.Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine (CRDP).Bordeaux.358p.

- Reverdy, A. and Pradel, M. (2020).** Les filières de valorisation des boues d'épuration en France : état des lieux, état de l'art. [Rapport de recherche. Cemagref Centre de Clermont-Ferrand Site de Recherche et d'Expérimentation de Montoldre.
- Ryder, G. (2017).** Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017 : Les eaux usées : une ressource inexploitée, p. vii.
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009).** L'analyse de l'Eau. Dunod.
- Satin, M., & Selmi Béchir. (2006).** Guide technique de l'assainissement. Éditions Le Moniteur.
- Sadowski, A. (2002).** Traitement des eaux usées urbaines. https://www.pseau.org/outils/ouvrages/cirsee_engees_traitement_des_eaux_usées_urbaines_2002.pdf
- Sawadogo, B. (2018).** Traitement des eaux usées industrielles par des procédés membranaires sous climat sahélien : cas des eaux usées de brasserie au Burkina Faso [Thèse de doctorat non publiée]. Université Montpellier ; Institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement.
- Shooner, F., (1996).** Écologie microbienne de la biolixiviation thermophile des boues d'usines d'épuration des eaux usées domestiques ; thèse Ph.D. Université du Québec INRS-Eau.
- Solène Moulin et al. (2013).** Traitement des eaux usées ; Centre d'Enseignement et de Recherches sur l'Environnement et La société Environmental Research and Teaching Institute
- Soudi, B., Benosmane, F., Dimitri, X., & Mahi, M.(2009).** Etude ONEP / FAO -Atelier sur l'assainissement,l'épuration et la réutilisation des eaux usées. Présentation du Guide Technique de la Réutilisation des Eaux Usées Epurées Agadir, Vol 33, p. 45-50.
- Valiron, F. (1990).** Gestion des eaux ; alimentation en eau - assainissement. Ed. Presses ; école Nationale des Ponts et Chaussées Paris.
- Vasel J.L, (2007).** Evolution de l'assainissement individuel : perspectives et questions en suspens, Journées Cebedeau, 15 p.

Wilén Britt-Marie. (1995). Stamp: Effect of different parameters on settling properties of activated sludge. Chalmers Tekniska Högskola, Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik.