



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la
Recherche Scientifique
Université Amar Telidji de Laghouat
Faculté de Génie Civil et d'Architecture
Département d'Architecture



Polycopié de cours

Chimie des eaux

Destiné aux étudiants de 1^{ère} Année Licence Gestion des
Techniques Urbaines



Réalisé par :

Dr . GUENANE Hadjira (Maître de conférence A)

Année 2022/2023

Table des matières

Partie I : Traitement de l'eau

Chapitre 1 : Généralités et normes

I.1 Généralités et normes.....	01
I.1.1 Généralités.....	01
I.1.2 Caractéristiques des eaux naturelles.....	01
I.1.2.1 Eaux souterraines.....	01
I.1.2.2 Eaux des mers et océans.....	01
I.1.2.3 Eaux de surface.....	02
I.1.3 Normes de qualité des eaux.....	03
I.1.3.1 Les paramètres physico-chimiques.....	03
I.1.3.2 Les substances indésirables.....	03
I.1.3.3 Les paramètres organoleptiques (turbidité, saveur, odeur, couleur).....	04
I.1.3.4 Les substances toxiques.....	04
I.1.3.5 Les paramètres microbiologiques.....	04
I.1.4 Les principales étapes de production d'eau potable.....	05

Chapitre 2 : Prétraitement des eaux de consommation

I.2 Prétraitement des eaux de consommation.....	06
I.2.1 Introduction.....	06
I.2.2 Le dégrillage.....	06
I.2.2.1 Emplacement.....	07
I.2.2.2 Dimensionnement.....	08
I.2.2.3 Les différents types de dégrilleurs.....	09
I.2.2.4 Entretien.....	10
I.2.2.5 Efficacité.....	10
I.2.3 Le microtamisage.....	11
I.2.4 Dessableur.....	12
I.2.4.1 But / utilisation.....	12
I.2.4.2 Principe.....	12
I.2.4.3 Emplacement.....	12
I.2.4.4 Dimensionnement.....	13

I.2.4.5 Les différents types de dessableurs.....	13
I.2.4.6 Entretien.....	14
I.2.4.7 Note de calcul d'un dessableur.....	15

Chapitre 3 : Traitement de clarification

I.3 Traitement de clarification.....	16
I.3.1 La coagulation-Floculation.....	16
I.3.1.1 Le principe.....	16
I.3.1.2 Particules en suspension.....	16
I.3.2.3 La coagulation.....	18
I.3.2.1 Principe.....	18
I.3.2.2 Coagulants utilisés.....	19
I.3.2.4 Floculation.....	20
I.3.2.4.1 Principe.....	20
I.3.2.4.2 Calcul du volume d'un flocculateur.....	21
I.3.2.5 Principe du dosage de coagulant.....	22
I.3.2 Décantation.....	24
I.3.2.1 Principe.....	24
I.3.2.2 Le bilan des forces de la décantation des particules.....	25
I.3.2.3 Les décanteurs.....	28
I.3.2.3.1 Décanteur simple.....	28
I.3.2.3.2 Décanteur lamellaire.....	35
I.3.3 Filtration.....	48
I.3.3.1 Buts de la filtration.....	48
I.3.3.2 Matériaux des filtres.....	48
I.3.3.3 Types de filtration.....	50
I.3.3.4 Caractéristiques des matériaux Filtrants.....	51
I.3.3.5 Considérations techniques.....	51
I.3.3.6 Conditions de service.....	51
I.3.3.7 Choix du mode de filtration.....	52
I.3.3.7.1 Filtration sur sable rapides.....	53
I.3.3.7.2 Filtres sous pression.....	61
I.3.3.7.3 Filtres à sable lents.....	63

Chapitre 4 : Traitements complémentaires

I.4 Traitement complémentaires.....	65
I.4.1 Désinfection.....	65
I.4.1.1 Principe.....	65
I.4.1.2 Différent modes de désinfection.....	65
I.4.1.3 Facteurs fondamentaux de la désinfection.....	66
I.4.1.4 Désinfectants.....	66
I.4.1.4.1 Le Chlore.....	67
I.4.1.4.2 Hypochlorite de sodium $NaOCl$	69
I.4.1.4.3 Dioxyde de chlore.....	69
I.4.1.4.4 Les chloramines NH_2Cl	71
I.4.1.4.5 Peroxyde d'hydrogène H_2O_2	72
I.4.1.4.6 L'ionisation cuivre-argent.....	73
I.4.1.4.7 Désinfection par l'ozone O_3	76
I.4.1.4.8 Désinfection par rayonnement Ultra-violet.....	77
I.4.2 L'adsorption et l'échange d'ion.....	81
I.4.2.1 L'adsorption.....	81
I.4.2.2 Echange d'ions.....	83
I.4.3 La défférisation –démanganésation.....	85
I.4.3.1 La défférisation.....	85
I.4.3.2 La démanganésation.....	86
I.4.4 La décarbonatation.....	87
I.4.4.1 Adoucissement par décarbonatation à la chaux.....	87
I.4.4.2 Adoucissement sur résine.....	87
I.4.5 La défluoruration.....	88
I.4.5.1 Utilisation du phosphate tricalcique.....	88
I.4.5.2 Emploi de l'alumine.....	88
I.4.5.3 Adoucissement de l'eau à la chaux.....	88
I.4.5.4 Autres procédés.....	88

Partie II : Epuration de l'eau

Chapitre 1 : Généralités sur les origines des eaux usées

II.1 Généralités sur les origines des eaux usées.....	90
II.1.1 Définition.....	90
II.1.2 Origine des eaux usées.....	90
II.1.2.1 Origine domestique.....	90
II.1.2.2 Origine industrielle.....	91
II.1.2.3 Origine agricole.....	92
II.1.3 Composition des eaux usées.....	92
II.1.3.1 Les matières en suspension.....	93
II.1.3.2 Les micropolluants organiques et non organiques.....	93
II.1.3.3 Éléments traces.....	93
II.1.3.4 Les micropolluants organiques.....	94
II.1.3.5 Les substances nutritives.....	94
II.1.3.5.1 L'azote.....	95
II.1.3.5.2 Le phosphore.....	95
II.1.3.5.3 Le potassium (K^+).....	95
II.1.3.5.4 Chlore et sodium.....	95
II.1.4 Le réseau d'assainissement urbain.....	96
II.1.4.1 Définition.....	96
II.1.5 Déversoir d'orage.....	98
II.1.5.1 Définition.....	98
II.1.5.2 Fonctions.....	99
II.1.6 Caractéristiques de l'effluent à traiter.....	100
II.1.6.1 Généralités.....	100
II.1.6.2 Les polluants rencontrés dans les eaux résiduaires.....	100
II.1.7 Pollution de l'eau.....	100
II.1.7.1 L'origine de la pollution.....	100
II.1.7.2 Les types de la pollution.....	101
II.1.7.2.1 Pollution physique.....	101
II.1.7.2.2 Pollution chimique.....	101
II.1.7.2.3 Pollution microbiologique.....	103
II.1.7.3 Généralités sur les paramètres de pollution des eaux usées.....	104

II.1.7.3.1 Les paramètres physiques.....	104
II.1.7.3.2 Les paramètres chimiques.....	106
II.1.7.4 Paramètres caractéristiques des effluents à traiter.....	108
II.1.7.4.1 Le Débit (Q).....	108
II.1.7.4.2 La Concentration (C).....	109
II.1.7.4.3 Le Flux (ou charge) (F).....	109
II.1.7.4.4 La charge hydraulique de la station.....	109
II.1.7.4.5 La charge organique de la station.....	110
II.1.7.4.6 Le rendement épuratoire de la station.....	110
II.1.7.4.7 La charge massique C_m	110
II.1.7.4.8 La charge volumique C_v	110
II.1.7.4.9 Equivalent habitant EH.....	111
II.1.7.5 Analyses des paramètres de l'effluent à traiter.....	112

Chapitre 2 : Traitement préliminaire

II.2 Traitement préliminaire.....	113
II.2.1 Dégrillage.....	113
II.2.2 Dessablage.....	115
II.2.3 Déshuilage.....	115
II.2.4 Décantation primaire.....	117

Chapitre 3 : Traitement biologique , clarification et désinfection

II. 3 Traitement biologique , clarification et désinfection.....	119
II.3.1 Epuración biologique.....	119
II.3.1.1 Introduction.....	119
II.3.1.2 Types d'épuration biologique.....	119
II.3.1.2.1 Procèdes d'épurations biologiques à culture fixe.....	120
II.3.1.2.1.1 Les lits bactériens.....	120
II.3.1.2.1.2 Les disques biologiques.....	121
II.3.1.2.1.3 Les biofiltres.....	122
II.3.1.2.2 Procède d'épuration biologique à culture libre.....	123
II.3.1.2.2.1 L'épuration biologique par boue activée.....	124
II.3.1.2.2.2 Lagunage.....	133
1. Le lagunage aéré.....	134

2. Le lagunage à macrophytes.....	136
3. Le lagunage naturel ou lagunage à microphytes.....	136
II.3.2 La clarification.....	138
II.3.2.1 Introduction.....	138
II.3.2.2 Dimensionnement d'un clarificateur.....	139
II.3.3 Désinfections.....	141

Chapitre 4 : Traitement complémentaire

II.4 Traitement complémentaire.....	142
II.4.1 Introduction.....	142
II.4.2 La nitrification et la dénitrification.....	142
II.4.2.1 Rappels théoriques.....	142
II.4.2.2 Les réactions d'ammonification.....	142
II.4.2.3 Les réactions d'oxydation de l'ammoniaque.....	143
II.4.2.4 Les réactions de dénitrification.....	143
II.4.3 La déphosphatation biologique.....	143
II.4.4 Elimination de l'ammoniac.....	144
II.4.4.1 Oxydation chimique.....	144
II.4.4.2 L'échange ionique.....	145
II.4.4.3 Le stripping.....	145
II.4.4.4 La filtration biologique.....	146
II.4.5 Stérilisation des eaux.....	146

Chapitre 5 : Traitement des boues

II.5 Traitement des boues.....	148
II.5.1 Traitement des résidus.....	148
II.5.2 Traitement des boues.....	148
II.5.2.1 L'épaississement des boues.....	149
II.5.2.2 La digestion des boues.....	149
II.5.2.3 La déshydratation des boues.....	150
Références bibliographiques.....	153

Partie I : Traitement de l'eau

Chapitre 1 : Généralités et normes

I.1 Généralités et normes

I.1.1 Généralités

L'eau constitue un élément essentiel dans la vie et l'activité humaine. C'est une composante majeure, l'eau participe à toutes les activités quotidiennes notamment, domestiques, industrielles et agricoles ce qui la rend un élément récepteur exposé à tous les genres de pollution. Le phénomène de la pollution contribue de façon considérable à la limitation des ressources en eau potable.

La dégradation de l'état de l'eau de consommation a différents impacts directs ou indirects sur la santé des populations humaines. Tout ceci oblige à faire de plus en plus appel à des eaux d'origines diverses et notamment les eaux de surface. Les insuffisances existantes dans la protection de ces eaux face aux nombreuses pollutions peuvent contribuer à la dégradation de la qualité de ces eaux et à l'augmentation de certains micropolluants minéraux et surtout organiques indésirables dans les eaux destinées à la consommation.

I.1.2 Caractéristiques des eaux naturelles

I.1.2.1 Eaux souterraines

De point de vue hydrogéologique les couches aquifères se divisent en :

- Nappes phréatiques ou alluviales : Peu profondes et alimentées directement par les précipitations pluvieuses ou les écoulements d'eau en dessus,
- Nappes captives : Plus profondes que les premières et séparées de la surface par une couche imperméable, l'alimentation de ces nappes est assurée par l'infiltration sur leurs bordures.

La nature du terrain sous lequel se trouvent ces eaux est un déterminant de leurs compositions chimiques, cependant elles sont appelées aussi les eaux propres car ils répondent `en général` aux normes de potabilité. Pourtant, ces eaux sont moins sensibles aux pollutions accidentelles, elles perdent totalement leur pureté originale dans le cas de contamination par des polluants.

Quand une eau souterraine contient une concentration en certains minéraux dépassant les normes de potabilité, mais elle représente des propriétés thérapeutiques on la distribue en bouteilles avec parfois un traitement bien défini, ces eaux sont dites eaux minérales.

I.1.2.2 Eaux des mers et océans

Les mers et les océans constituent des énormes réservoirs d'eau, elles représentent près de 97.4% du volume d'eau existant actuellement sur notre planète, le reste est la part des eaux continentales (eaux souterraines et superficielles). Les eaux de mers sont caractérisées par une

grande salinité, elles sont dénommées aussi « eaux saumâtres », ce qui rend leur utilisation difficile, notamment leur coût très élevé pour leur traitement.

I.1.2.3 Eaux de surface

Ce type des eaux englobe toutes les eaux circulantes ou stockées à la surface des continents (rivières, lacs, étangs, barrages,...). La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par celles-ci durant leurs parcours dans l'ensemble des bassins versants. L'appréciation de la qualité des eaux de surface se base sur la mesure de paramètres physico-chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques, indicateurs d'une plus ou moins bonne qualité de l'eau. Ces données peuvent être complétées par l'analyse des sédiments (boues), qui constituent une "mémoire" de la vie de la rivière, notamment des épisodes de pollution par les métaux lourds, les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PCB) ou d'autres matières organiques non biodégradables. L'ensemble de ces éléments permet d'évaluer le degré de pollution des cours d'eau et d'apprécier leur capacité à s'auto épurer.

Une eau est dite potable quand elle satisfait à un certain nombre de caractéristiques la rendant propre à la consommation humaine. Pour être considérée comme potable, l'eau doit répondre à différents critères de qualités définis par le ministère de la santé. Une eau potable ne doit donc pas porter atteinte à la santé humaine. La présence de bactéries peut remettre en question la potabilité de votre eau (virus, parasites, agents pathogènes...). En outre, l'eau doit avoir un goût agréable, une couleur claire et ne pas avoir d'odeur. Le non-respect d'un de ces paramètres peut être le signe d'une eau impropre à la consommation. L'eau de votre robinet doit être raisonnablement minéralisée, avoir une couleur qui ne soit pas trouble. Le transport et les conditions climatiques (chaleur) ne doivent pas altérer ses qualités.

Globalement, plus la concentration en oxygène dissous (OD) est proche de la saturation, plus l'aptitude de la rivière à absorber la pollution est grande :

Une valeur inférieure à 1 mg d'O₂ par litre indique un état proche de l'anaérobie. Cet état se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments consomment plus d'oxygène que celui disponible.

- une valeur de 1 à 2 mg d'O₂ par litre indique une rivière fortement polluée mais de manière réversible ;
- Une teneur de 4 à 6 mg d'O₂ par litre caractérise une eau de bonne qualité ;

- Des teneurs supérieures à la teneur naturelle de saturation en oxygène indiquent une eutrophisation du milieu se traduisant par une activité photosynthétique intense.

I.1.3 Normes de qualité des eaux

Les normes de l'eau potable sont établies par l'Organisation Mondiale de la Santé ou par l'Union Européenne. L'eau potable doit être exempte de matières en suspension, micro-organismes et produits toxiques. Les recommandations quant aux concentrations en minéraux varient de pays à pays avec toutefois pour la plupart des minéraux une concentration maximale afin de garantir une eau équilibrée et agréable à boire.

La production et la distribution de l'eau potable sont encadrées par une réglementation stricte qui impose des normes définissant la qualité exigible de l'eau destinée à la consommation humaine. La volonté première est de fournir à l'utilisateur une eau de qualité sanitaire, garantie

contre tous les risques, immédiats ou à long terme, réels, potentiels ou même simplement supposés. Il s'agit ensuite d'offrir une eau de qualité organoleptique, agréable à boire, claire, inodore et équilibrée en sels minéraux. L'eau « propre à la consommation humaine » doit répondre à environ 70 critères de qualité répartis entre des limites de qualité et des références de qualité. Un critère donné est rempli lorsque la norme est respectée pour un paramètre donné.

Le but des analyses est de vérifier si l'eau répond bien aux critères exigés aussi bien l'eau du robinet, usée, qu'une eau de forage, de puits ou de surface (sources...). Pour l'analyse de potabilité de l'eau, nous observerons les paramètres suivants :

I.1.3.1 Les paramètres physico-chimiques

concentration en chlorure, silice, calcium, potassium, magnésium, sodium, PH, dureté de l'eau, résidus secs, oxygène dissous, sulfates, conductivité, température, concentration en ions hydrogène.

I.1.3.2 Les substances indésirables

hydrogène sulfuré, fer, manganèse, phosphore, cuivre, fluor, zinc, cobalt, ammonium, nitrites, nitrates, azote, baryum et argent, COT (carbone organique total), hydrocarbures dissous, chlore libre résiduel, phénol, bore, détergents, organochlorés, matières en suspension, oxydabilité. Attention cependant à la paranoïa car certaines de ces substances peuvent être bénéfiques pour l'organisme à très petite dose.

I.1.3.3 Les paramètres organoleptiques (turbidité, saveur, odeur, couleur)

on cherchera à observer la limpidité de l'eau, sa couleur, son odeur, sa saveur et sa fraîcheur. Ce sont tous les éléments qui ont attiré aux organes sensoriels.

I.1.3.4 Les substances toxiques

plomb, chrome, cyanure, arsenic, béryllium, pesticides, nickel, mercure, hydrocarbures...

I.1.3.5 Les paramètres microbiologiques

coliformes et streptocoques fécaux, clostridium sulfitor-éducteurs. Il s'agit de germes capables de se maintenir très longtemps dans l'eau sous forme végétative. Ils sont étudiés afin de détecter la présence d'une pollution plus ancienne et sont également de très bons révélateurs de l'efficacité d'une désinfection de l'eau.

Afin de savoir si l'eau est réellement potable, il convient de savoir que des normes existent en matière de qualité de l'eau se trouvant dans les tableaux ci-dessous.

Tableau I.1.1 : Paramètres avec valeurs indicatives (Normes algériennes du ministre des ressources en eau depuis 22 mars 2011) :

Groupe de paramètre	Paramètres	Unités	Valeurs indicatives
Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux	PH	Unité pH	≥ 6.5 et ≤ 9.5
	Conductivité	$\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20° C	2800
	Température	O C	25
	Dureté	mg/l en CaCO_3	200
	Alcalinité	mg/l en CaCO_3	500
	Calcium	mg/l en CaCO_3	200
	Chlorures	mg/l	500
	Potassium	mg/l	12
	Résidu sec	mg/l	1500
	Sodium	mg/l	200
Paramètres organoleptiques	Sulfates	mg/l	400
	Couleur	mg/l Platine	15
	Turbidité	NTU	5
	Odeur 12°C	Taux dilution	4
Saveur 25°C	Taux dilution	4	

Tableau I.1.2: Paramètres microbiologiques (Normes algériennes du ministre des ressources en eau depuis 22 mars 2011) :

Groupe de paramètres	Paramètres	Unités	Valeurs limites
Paramètres microbiologiques	Escherichia Coli	nb /100 ml	0
	Entérocoques	nb /100 ml	0
	Bactéries sulfite réductrices y compris les spore	nb/20 ml	0

I.1.4 Les principales étapes de production d'eau potable

Avant d'être distribuée aux usagers, l'eau brute issue des captages doit être rendue potable. Les traitements nécessaires sont réalisés dans des stations de production d'eau potable qui n'effectuent pas toutes le même travail. Les traitements doivent pouvoir répondre à une modification temporaire récurrente de la qualité de l'eau, comme le développement d'algues ou l'augmentation de la turbidité (aspect trouble de l'eau chargée de matières en suspension). Selon la qualité de l'eau prélevée, la production d'eau potable nécessite des étapes différentes faisant appel à quatre types de procédés : physiques, chimiques, physico-chimiques et biologiques .

Chapitre 2 :
Prétraitement des eaux
de consommation

I.2 Prétraitement des eaux de consommation

I.2.1 Introduction

Les eaux brutes doivent subir, avant leur traitement proprement dit, un prétraitement. Il est destiné à extraire de l'eau brute la plus grande quantité d'éléments dont la nature ou les dimensions constituerait une gêne pour les traitements ultérieurs.

I.2.2 Le dégrillage

Dès sa prise, l'eau passe à travers des grilles pour arrêter les éléments grossiers (corps flottants et gros déchets tel que des branchages et des cailloux).

L'installation de dégrillage se compose : d'un canal, de la grille, du dégrilleur et d'une benne pour les déchets.

L'espacement entre les barreaux des grilles est soit plus de 3 cm (dégrillage grossier) ou de moins de 3 cm (fin).

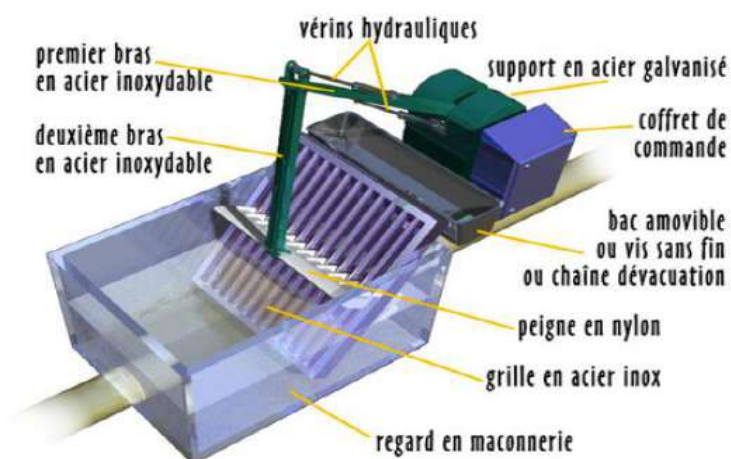


Figure I.2.1 : Dégrilleur.

Différents types de dégrillage sont définis selon l'espacement des barreaux.

Tableau I.2.1 : Les différents types de dégrillage.

Type de dégrillage	Espacement des barreaux
Dégrillage fin	< 10 mm
Dégrillage moyen	10 – 30 mm
Pré – dégrillage	30 – 100 mm

Plusieurs dégrillages peuvent être associés en série. Pour les eaux de ruissellement, il s'agit en pratique dans la grande majorité des cas de pré-dégrillage suivi parfois de dégrillage moyen.



Figure I.2.2 : Le pré-dégrilleur à l'entrée de la STEP



Photo2. Le dégrilleur moyen

Photo3. Le dégrilleur fin

Figure I.2.3 : Le dégrilleur moyen et Le dégrilleur fin

I.2.2.1 Emplacement

Les dégrilleurs sont généralement installés :

- en amont des bassins de retenue ;



Figure I.2.4 : Dégrilleur destiné à retenir les objets flottants avant l'entrée d'un étang



Figure I.2.5 : Exemples de flottants retenus par un dégrilleur.

- en amont des ouvrages de traitement au fil de l'eau (dessableurs, déshuileurs...) notamment en zone urbanisée où les déchets sont en abondance dans les eaux recueillies.

I.2.2.2 Dimensionnement

Lorsque les eaux brutes fortement chargées le colmatage accéléré peut provoquer un débordement. Le dégrilleur devra permettre le passage de l'eau par débordement en cas de colmatage.

Une grille génère une perte de charge hydraulique $i(m)$, telle que :

$$i(m) = D_s \cdot (e / E)^{4/3} \cdot V^2 / 2g$$

avec :

D_s : coefficient de forme des barreaux circulaire = 1,8 ; oblongue = 1.7

e : épaisseur des barreaux (m)

E : espace libre entre les barreaux (m), (écartement)

V : vitesse moyenne d'arrivée de l'eau

La vitesse de traversée de la grille ne doit pas être inférieure à 0,6 m/s afin d'obtenir l'application des matières sur la grille et d'éviter les dépôts de sables. La vitesse doit osciller entre 0,8 et 0,9 m/s et rester inférieure à 1,2 m/s en débit de pointe.

Calcul de la largeur de la grille :

$$\text{Surface immergée : } S = \frac{Q_{\text{pointe}}}{V \cdot \theta \cdot C}$$

avec :

V : vitesse admise pour le débit Q considéré

C : coefficient de colmatage

θ : coefficient de passage libre = $E / [E + e]$

La quantité de refus de dégrillage peut être variable selon la période de l'année et le secteur considéré au sein d'une même commune.

I.2.2.3 Les différents types de dégrilleurs

Le classement des dégrilleurs peut s'effectuer selon leur système d'évacuation des déchets :

- les grilles manuelles qui doivent être nettoyées à la main très régulièrement ;
- les grilles mécaniques qui sont équipées d'appareils assurant leur nettoyage automatique.

a) Les grilles manuelles

Elles sont réservées aux très petites installations. Le nettoyage est effectué à l'aide d'un râteau et les débris sont recueillis dans un bac récepteur percé : goulotte d'égouttage ou panier perforé.



Figure I.2.6 : Les grilles manuelles

b) Les grilles mécaniques

De nombreux types existent :

- les dégrilleurs droits à nettoyage par l'amont :

ce sont les plus employés mais ils sont toutefois réservés à des profondeurs d'eaux moyennes d'environ 2 mètres ;



Figure I.2.7 : Les grilles mécaniques

- les dégrilleurs droits à nettoyage par l'aval :

ils sont utilisables pour les grandes profondeurs et pour des débits pouvant aller jusqu'à 30 000 l/s ;

- les dégrilleurs oscillants (ou à tête oscillante) : ils sont très fiables et utilisables pour des débits atteignant 30 000 l/s.



Figure I.2.8 : les dégrilleurs oscillants

I.2.2.4 Entretien

Il dépendra du type de dégrilleur choisi :

-le dégrilleur à grille manuelle nécessite un entretien (enlèvement des débris) fréquent et régulier, donc très contraignant ;

- le dégrilleur à grille mécanique, lui, nécessite un entretien moins fréquent mais toujours régulier qui consiste à l'enlèvement des déchets et à un contrôle de fonctionnement (fréquence estimée à une fois par mois).

Il est difficile de fixer une fréquence d'enlèvement des déchets car elle dépend de la quantité de débris recueillis donc du bassin d'apport. Le lieu d'implantation du dégrilleur devra être accessible à des véhicules de chargement et d'évacuation des déchets.

I.2.2.5 Efficacité

L'efficacité du dégrillage dépend de 3 facteurs :

- la position du dispositif par rapport au reste du réseau,

- la vitesse de passage de l'eau dans l'ouvrage (qui conditionne le colmatage),

-la fréquence d'entretien.

L'efficacité est aussi fonction du débit d'entrée dans le dégrilleur

En effet, l'installation d'un chenal d'approche rectiligne en amont de l'ouvrage permettra une bonne répartition du débit et de la vitesse des eaux et améliorera ainsi les performances du dispositif (en évitant le colmatage).

Un piège à cailloux diminuera la détérioration des barreaux du dégrilleur.

I.2.3 Le microtamisage

Ce procédé consiste en un filtrage plus fin de l'eau à travers une toile de fils ou de fibres ou à travers une membrane poreuse. Les particules organiques, minérales et le plancton sont interceptés si leur taille est supérieure à celle des ouvertures du microtamis.

Celui-ci n'améliore, ni la turbidité causée par de fines particules, ni la couleur de l'eau ; les argiles, les substances dissoutes, les éléments colloïdaux minéraux et organiques ne se trouvant pas arrêter.

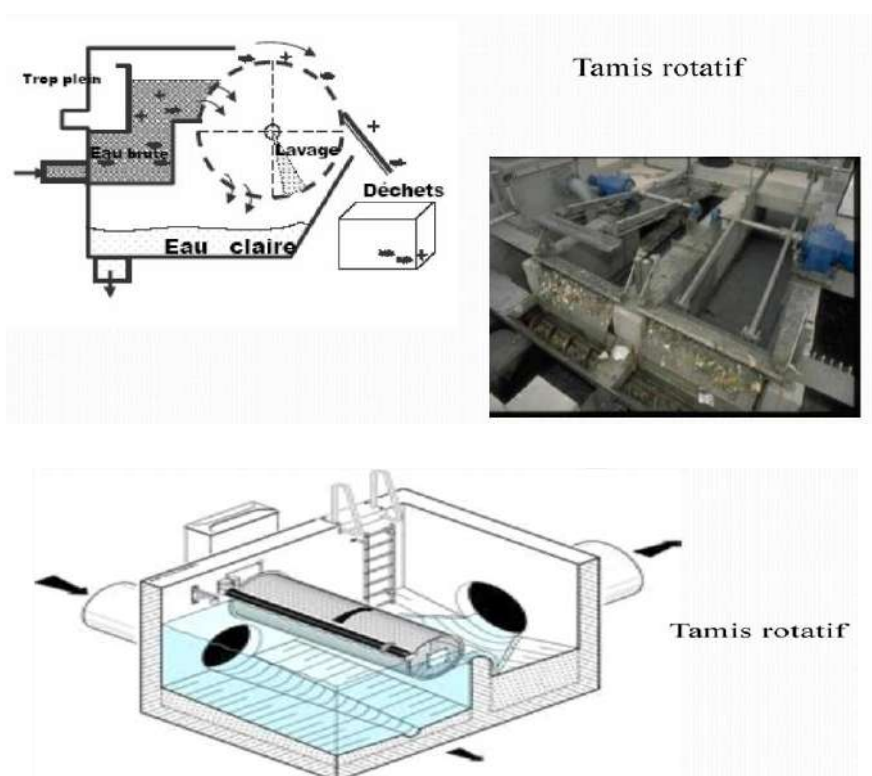


Figure I.2.9 : Tamis rotatif

I.2.4 Dessableur

I.2.4.1 But / utilisation

Le but de ce dispositif est de piéger les particules solides charriées par les eaux et les matières en suspension de granulométrie comprise entre 200 et 500 μm : sables, graviers, etc.

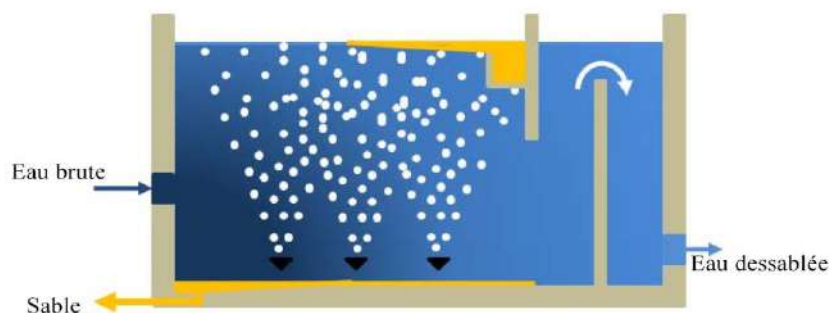


Figure I.2.10 : les dessableurs-déshuileurs

En retenant les sables qui sont associés aux polluants, le dessableur participe à la protection du milieu récepteur ; il permet également :

- d'éviter la détérioration des ouvrages situés en aval (usure des pièces mécaniques),
- de limiter la réduction de la débitance des collecteurs.

Ainsi, l'implantation d'un dessableur diminuera les difficultés d'exploitation des réseaux et la quantité de sables rejetée dans le milieu.

I.2.4.2 Principe

Ouvrage constitué d'une chambre profonde, ce dispositif a été conçu pour arrêter les particules minérales les plus denses, essentiellement es sables et graviers mais aussi les débris de verres et de métaux.

Cette séparation gravitaire s'effectue par limitation de la vitesse horizontale des fluides qui doit être inférieure à la vitesse de chute des particules minérales.

Le dessableur assure donc le tri des particules denses et légères :

- en retenant au fond de la chambre de dessablement les particules minérales de densité sèche $\approx 1,8$;
- en laissant en suspension les matières organiques de densité $\approx 1,2$.

I.2.4.3 Emplacement

L'implantation d'un dessableur en réseau séparatif eaux pluviales est recommandée :

- en aval lorsque le réseau est long et à faible pente (contre sédimentation et obturation),
- à l'exutoire,
- en amont de certains ouvrages de traitement dont le fonctionnement pourrait être perturbé.

I.2.4.4 Dimensionnement

Le dessableur doit être conçu pour que la vitesse de l'eau à l'intérieur de l'ouvrage soit comprise entre 0,2 et 0,4 m/s.

La conception du dessableur se fait en fonction du choix de la taille des particules à éliminer (0,2 mm) et de leur pourcentage à éliminer (80 à 95 %).

L'élargissement de la section du collecteur permet une réduction de la vitesse de l'eau et également une régulation (utile pour les autres ouvrages en aval).

I.2.4.5 Les différents types de dessableurs

Il existe plusieurs types de dessableurs.

a) Les dessableurs classiques

La vitesse à l'intérieur de ces ouvrages varie selon le débit. Ces ouvrages canaux (ou couloirs) simples sont les plus élémentaires.

L'installation de deux canaux en parallèle permet la mise en service du deuxième canal lorsqu'on extrait les sables du premier.

b) Les dessableurs canaux à vitesse constante

Afin d'obtenir une vitesse constante dans les dessableurs, la section immergée doit varier de la même façon que le débit.

Parmi les dessableurs à vitesse constante on compte :

- *les dessableurs à section parabolique* (figures ci-dessous). Cette solution consiste à adapter la section du dessableur aux variations de débit : rétrécissement du canal par une fenêtre verticale.

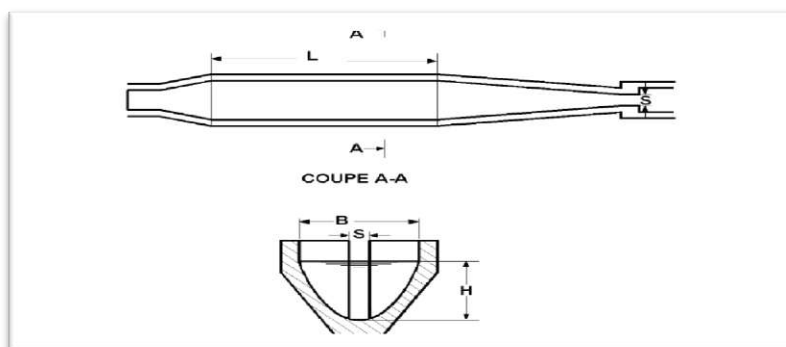


Figure I.2.11 : Dessableur à section parabolique

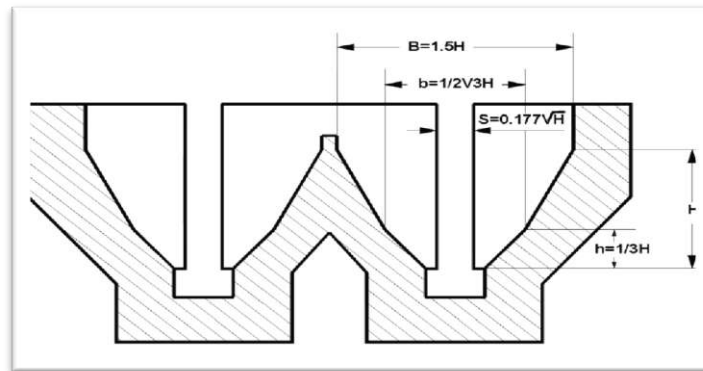


Figure I.2.12 : Section hexagonale d'un dessableur à section parabolique

Il existe d'autres types de dessableurs mais qui sont essentiellement utilisés pour le traitement des eaux usées comme : les dessableurs tangentiels, les dessableurs aérés (séparation des sables et des matières organiques), les dessableurs carrés à fond plat.



Figure I.2.13 : Dessableurs carrés à fond plat

I.2.4.6 Entretien

Il consiste en un curage de l'ouvrage, l'enlèvement des sables et leur évacuation. L'enlèvement des sables est indispensable au maintien des performances de l'ouvrage. En effet, il peut rapidement perdre son efficacité et relarguer une quantité importante de sables pouvant détériorer les ouvrages en aval.

Il est difficile de fixer une fréquence d'enlèvement des sables car elle dépend de l'origine des eaux recueillies et de la situation géographique des dispositifs de dépollution.



Figure I.2.14 : Extraction du sable d'un dessableur

I.2.4.7 Note de calcul d'un dessableur

Le calcul du dimensionnement se fait de manière suivante:

$$\text{Surface : } \mathbf{S} = \frac{\mathbf{Q}}{\mathbf{V}_{\text{asc}}}$$

$$\text{Volume : } \mathbf{V} = \boldsymbol{\tau} * \mathbf{Q}$$

$$\text{Hauteur: } \mathbf{H} = \frac{\mathbf{V}}{\mathbf{S}}$$

avec :

S : surface (m²)

Q : débit (m³/s)

V_{asc} : vitesse ascensionnelle des particules (m/s) (déterminée au laboratoire)

V : volume (m³)

τ: temps de séjour (jours)

Chapitre 3 : Traitement de clarification

I.3 Traitement de clarification

I.3.1 La coagulation-Floculation

I.3.1.1 Le principe

La turbidité et la couleur d'une eau sont principalement causées par des particules très petites (de diamètre compris entre 0.1 et 10 μm), dites particules colloïdales. Ces particules, qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes, peuvent même traverser un filtre très fin. Par ailleurs, puisque leur concentration est très stable, ces particules n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres.

Les impuretés solides fréquemment en suspension dans les eaux de surfaces peuvent être :

- Soit chimiquement et biologiquement neutres (argiles et limons, qui constituent la turbidité, colloïdes qui donnent une couleur indésirable) mais désagréable au goût et à la vue;
- Soit nuisibles (déchets, corps organiques en voie de transformation).

On élimine ces matières par des procédés *coagulation et de floculation*, en ajoutant des réactifs.

Il est important que les procédés de coagulation et de floculation soient utilisés correctement. En effet, la production d'un floc trop petit ou trop léger entraîne une décantation insuffisante : lorsque les eaux arrivent sur les filtres, elles contiennent une grande quantité de particules de floc, qui encrassent rapidement ces filtres, ce qui nécessite des lavages fréquents. Par ailleurs, lorsque le floc est fragile, il se brise en petites particules qui peuvent traverser le filtre et altérer la qualité de l'eau produite.

I.3.1.2 Particules en suspension

Les particules en suspension dans une eau de surface proviennent de l'érosion des terres, de la dissolution de substances minérales et de la décomposition de substances organiques. À cet apport naturel, il faut ajouter les déversements d'eaux d'égout domestiques, industrielles et agricoles. En général, la turbidité de l'eau est causée par des particules de matière inorganiques (particules de glaise et d'argile) alors que sa couleur est imputable à des particules de matières organiques et d'hydroxyde de métal (le fer, par exemple).

a) Taille des particules en suspension

On peut classer les particules en fonction de leur taille. Ainsi, les particules dont le diamètre est supérieur à 1 μm sont des particules de matières organiques ou inorganiques qui se

déposent facilement, alors que les particules dont le diamètre est inférieur à 1 µm sont des particules colloïdales qui se déposent très lentement.

Les particules de matières minérales de densité élevée ($\approx 2,65$) et de faible diamètre ($\leq 0,001$ mm) se déposent très lentement et ne sont pas éliminées par un décanteur classique. Les particules de matières organiques, quant à elles, ont une densité faible; elles se déposent donc encore plus lentement.

Temps requis pour que des particules de densités 2,65, 2,0 et 1,1 chutent de 1 m dans une eau à 15°C

Tableau I.3.1 : Temps requis pour que des particules de densités 2,65, 2,0 et 1,1 chutent de 1 m dans une eau à 15°C

Type de Particule	Diamètre (mm)	Temps de chute		
		Densité de 2.65	Densité de 2.0	Densité de 1.1
Gravier	10.0	0.013 s	0.02 s	0.20 s
Sable grossier	1.0	1.266 s	2.09 s	20.90 s
Sable fin	0.1	126.66 s	3.48 min	34.83 min
Glaise	0.01	3.52 h	5.80 h	58.0 h
Bactérie	0.001	14.65 j	24.19 j	241.9 j
Colloïdales	0.000 1	4.12 a	6.66 a	66.59 a
Colloïdales	0.000 01	412.2 a	665.9 a	6 659.0 a
Colloïdales	0.000 001	41 222.7 a	66 590.0 a	665 905.0 a

b) Affinité des particules colloïdales pour l'eau

Les particules colloïdales sont soit hydrophiles, soit hydrophobes.

Les particules hydrophiles déshydratées se dispersent spontanément dans l'eau et sont entourée de molécules d'eau qui préviennent tout contact ultérieur entre ces particules. Les particules hydrophobes ne sont pas entourées de molécules d'eau ; leur dispersion dans l'eau n'étant pas spontanée, on doit la faciliter à l'aide de moyens chimiques ou physiques.

Les particules hydrophobes sont en général des particules de matières inorganiques, alors que les particules hydrophiles sont des particules de matières organiques. En fait, peu de particules sont exclusivement hydrophobes ou hydrophiles ; on retrouve plutôt des particules hydratées à différents degrés.

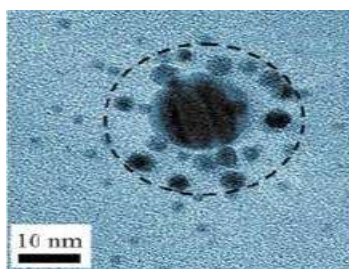


Figure I.3.1 : les particules hydrophiles

c) Charges électriques et double couche

Dans une eau de surface, les particules colloïdales possèdent habituellement une charge électrique négative située à leur surface. Ces charges, dites primaires, attirent les ions positifs en solution dans l'eau, lesquels adhèrent fortement à la particule et attirent à leur tour des ions négatifs accompagnés d'une faible quantité d'ions positifs.

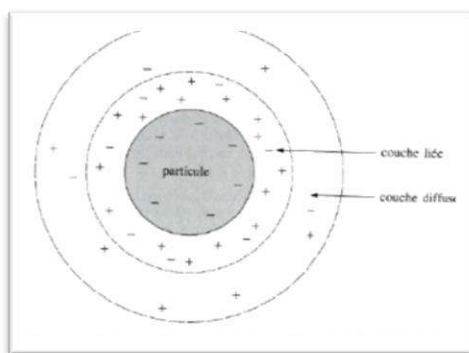


Figure I.3.2 : Double couche d'une particule colloïdale

I.3.2 La coagulation

I.3.2.1 Principe

La charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les unes des autres et, par conséquent, à les stabiliser dans la solution. Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération.

Cette agglomération est, généralement, caractérisée par l'injection et la dispersion rapide de réactifs chimiques, ce procédé permet d'augmenter substantiellement l'efficacité des traitements ultérieurs (décantation et/ou filtration).

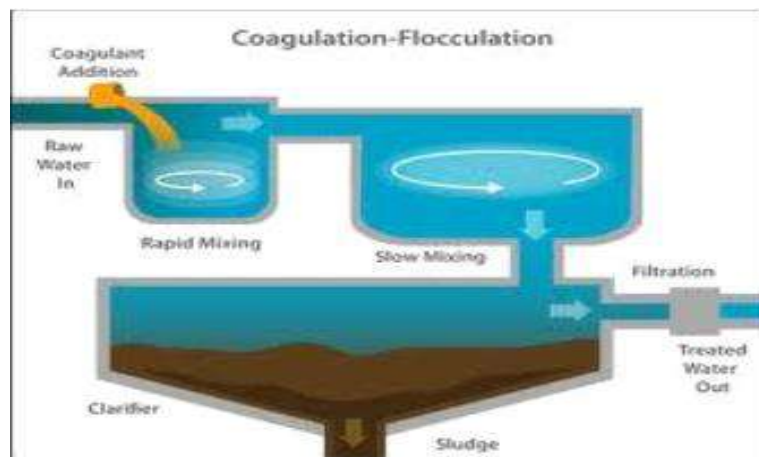


Figure I.3.3 : Emplacement du bassin de coagulation - floculation

I.3.2.2 Coagulants utilisés

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules et pour produire un floc sont des électrolytes minéraux à polycations.

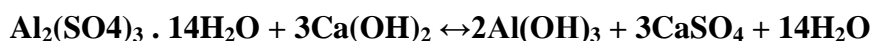
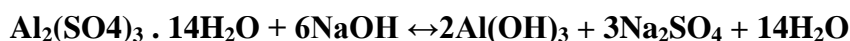
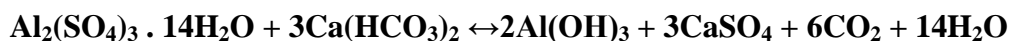
Les plus utilisés sont :

le sulfate d'alumine	$Al_2(SO_4) \cdot 14 H_2O$
l'aluminate de sodium	$NaAlO_2$,
le chlorure d'aluminium	$AlCl_3$
le chlorure ferrique	$FeCl_3$
le sulfate ferrique	$Fe_2(SO_4)_3$
le sulfate ferreux	$FeSO_4$
le sulfate de cuivre et les polyélectrolytes	$CuSO_4$

Les produits les plus utilisés pour la purification des eaux sont les sels d'aluminium et de fer. On a longtemps pensé que ces sels libéraient des ions Al^{3+} et Fe^{3+} qui neutralisaient la force de répulsion entre les particules colloïdales et favorisaient ainsi la coagulation. On sait maintenant que les mécanismes qui entrent en jeu sont plus complexes et que les produits d'hydrolyse des sels d'aluminium et de fer sont des coagulants plus efficaces que les ions eux mêmes.

Lorsqu'on additionne à l'eau les sels d'aluminium ou de fer, ces derniers réagissent avec l'alcalinité de l'eau et produisent des hydroxydes, Al(OH)_3 , ou Fe(OH)_2 , insolubles et formant un précipité.

Les principales réactions sont:



Les critères de choix d'un coagulant sont nombreux. Son efficacité à réduire la couleur, la turbidité et les matières organiques d'une eau est essentielle. Le tableau suivant résume les caractéristiques principales des coagulants les plus fréquents.

Tableau I.3.2 : les caractéristiques principales des coagulants les plus fréquents.

Nom	Formule	Quantité (g/m ³)	Remarques
Sulfate d'Aluminium	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	10 à 150 pour les eaux de surface 50 à 300 pour les eaux Résiduaires	obtention d'une eau de très faible turbidité poudre irritante, corrode les métaux ferreux
Aluminate de Sodium	NaAlO_2	5 à 50 pour les eaux de surface	irritant pour les yeux et les muqueuses corrode les métaux ferreux
Chlorure ferrique	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	5 à 150 pour les eaux de surface 50 à 300 pour les eaux résiduaires	pour les eaux chargées en matière organique réactif acide, oxydant corrosif, dissolution exothermique
Sulfate Ferrique	$\text{Fe}(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	10 à 250 pour les eaux de Surface	oxydant corrosif produit tachant
Sulfate ferreux	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	5 à 150 pour les eaux de surface 100 à 400 pour les eaux résiduaires	corrode les métaux ferreux, produit tachant conservation à $T > 10^\circ\text{C}$

I.3.3 Flocculation

I.3.3.1 Principe

Après avoir été déstabilisées, les particules colloïdales ont tendance à s'agglomérer lorsqu'elles entrent en contact les unes avec les autres, pour former des microflocs puis des flocs plus volumineux et décantables. Le taux d'agglomération des particules dépend de la

probabilité des contacts et de l'efficacité de ces derniers. La floculation a justement pour but d'augmenter la probabilité des contacts entre les particules, lesquels sont provoqués par la différence de vitesse entre ces particules.



Figure I.3.4 : Un flocculateur

I.3.3.2 Calcul du volume d'un flocculateur

L'efficacité de la coagulation dépend de la probabilité de contact entre les particules ; c'est pourquoi, le fluide est agité. D'après l'équation de Smoluchowski et pour un objectif d'abattement de la pollution de 50%, il vient :

$$\frac{dN}{dt} = - \frac{2}{3} G d_{pc}^3 N^2$$

Avec :

dN/dt : taux de collision entre les particules

G : gradient de vitesse

N : nombre de particules

d_{pc} : diamètre des particules. Les particules fines sont donc beaucoup plus nombreuses que les particules grossières et on a en général : $1 \mu\text{m} < d_{pc} < 3 \mu\text{m}$.

Après intégration de l'équation, nous obtenons le temps nécessaire pour que la concentration des particules en suspension soit réduite de moitié avec la relation suivante :

$$\tau = \frac{3}{2G d_{pc}^3} \frac{1}{N_0}$$

N_0 : concentration totale des particules en suspension au temps $t = 0$ (nombre de particules / m^3)

Dans un flocculateur classique, l'agitation est causée par un ensemble de pales parallèles à l'axe de rotation, ensemble qui tourne à une vitesse constante. On peut calculer la puissance que ces pales doivent transmettre lorsqu'on souhaite obtenir un certain gradient de vitesse à l'aide de l'équation suivante:

$$P = \frac{1}{2} C_D A \rho V^3$$

P = puissance transmise (W)

C_D = coefficient de trainée (1.8 pour des pales plates)

A = surface de la pale (m^2)

ρ = masse volumique du liquide (Kg/m^3)

V = vitesse relative de la pale par rapport à la vitesse du liquide

Soit = 0.75 vitesse de la pale (m/s)

I.3.4. Principe du dosage de coagulant

Les bases théoriques de la coagulation-floculation ne permettent pas à elles seules de préciser les dosages optimaux de coagulation floculation d'une eau donnée.

Afin de déterminer les doses nécessaires pour une bonne coagulation floculation, il faut toujours avoir recours à l'expérience dite « Jar-test ».

En plus de la détermination la dose de la coagulation, les essais de jar-test permettent de visualiser la floculation et de connaître ses effets aussi bien sur l'eau décantée que sur les boues. Ils doivent être effectués à une température voisine de celle que possédera effectivement l'eau au cours de son traitement in situ.

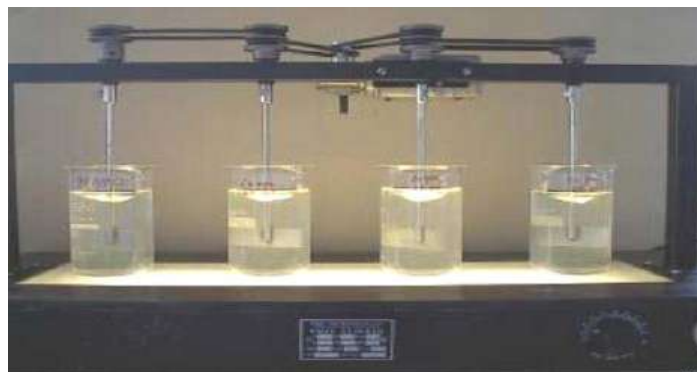


Figure I.3.5 : test du JAR TEST

Une série de 4 béchers sont agités de façon identique. Un b cher contient une suspension témoin (sans addition de coagulant). Les autres contiennent la même suspension mais soumise à des doses croissantes de coagulant. Les réactifs sont d'abord mélangés rapidement pendant une courte durée. Puis l'agitation est réduite pour favoriser la floculation (5 min puis 1 min). Enfin les flocons sont laissés au repos et les résultats sont appréciés visuellement ou par des mesures de turbidité.

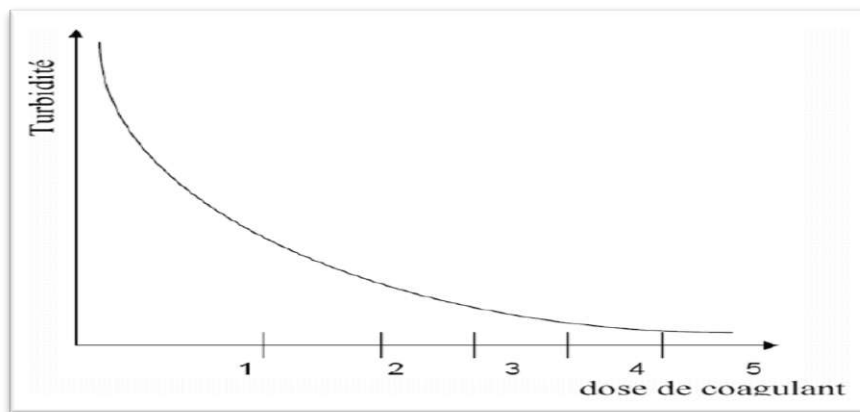


Figure I.3.6 : La courbe Turbidité = f (dose de coagulant) obtenue. On en déduit la dose optimale de coagulant à ajouter : ici 4 mg/l.

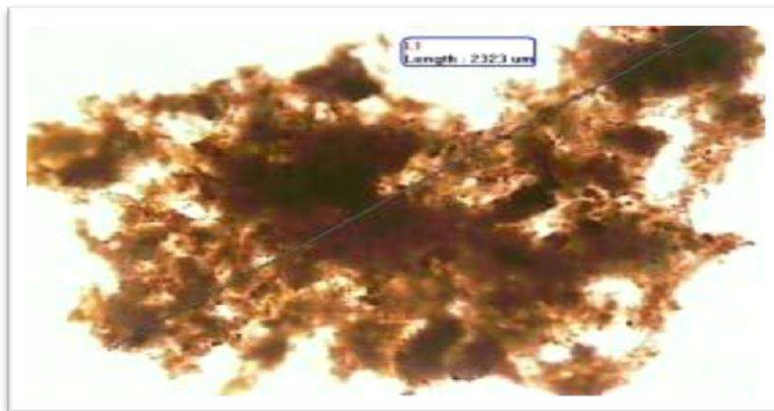


Figure I.3.7 : Formation d'un flocc

I.3.2 Décantation

I.3.2.1 Principe

La décantation est la méthode de séparation gravitaire la plus fréquente des MES et colloïdes (rassemblés sous forme de floc après l'étape de coagulation/floculation). Il s'agit d'un procédé de séparation solide/liquide basé sur la pesanteur.

Cette séparation est induite par réduction de la vitesse horizontale qui doit être inférieure à la vitesse verticale (de chute, de décantation ou ascensionnelle) afin de favoriser la sédimentation des particules dans un piège.

Ces particules s'accumulent au fond du bassin, d'où on les extrait périodiquement. L'eau récoltée en surface est dite décantée.

Les forces de frottement exercées sur la particule par le fluide, du fait de sa viscosité (ces frottements croissent avec le carré de la vitesse relative particule-fluide).

Lorsque les forces de frottement visqueux équilibrent la résultante du poids et de la poussée d'Archimède, la particule se déplace alors à une vitesse constante appelée vitesse de sédimentation.

Les facteurs clefs de la sédimentation sont la différence de masse volumique entre le solide et le liquide, la taille des particules et la viscosité du fluide. Pour des particules de quelques microns, la vitesse de sédimentation (décantation) devient trop faible.

A noter que, au cours du temps, les appareils de clarifications sont devenus de plus en plus performants :

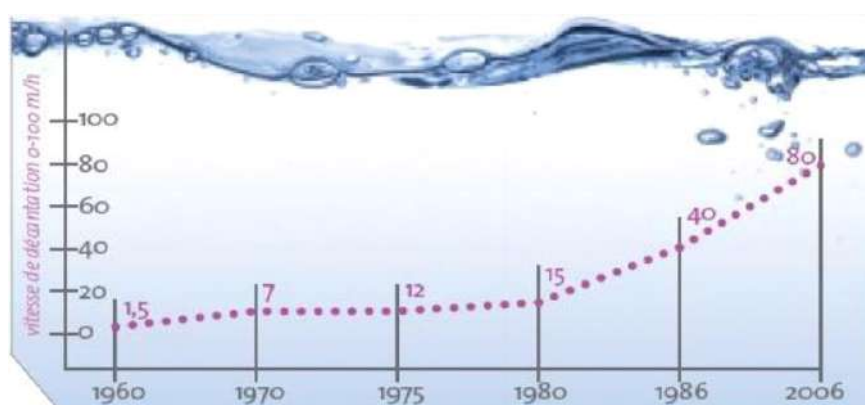


Figure I.3.8 : Veolia Eau

I.3.2.2 Le bilan des forces de la décantation des particules

Toute particule présente dans l'eau est soumise à deux forces. La force de pesanteur, qui est l'élément moteur, permet la chute de cette particule. Les forces de frottement dues à la traînée du fluide s'opposent à ce mouvement. La force résultante en est la différence.

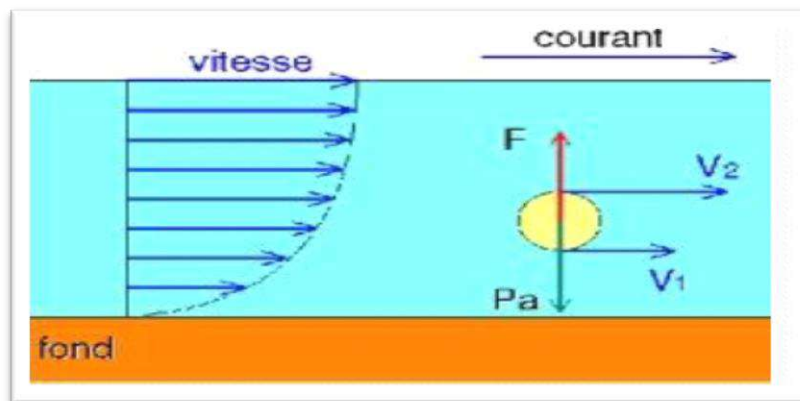


Figure I.3.9 : Le bilan des forces de la décantation des particules

a) Vitesse de chute de la particule

Équilibre de force sur une particule en mouvement par rapport à un fluide :

$$I (= ma) = - R + G - P = 0$$

I = Force d'inertie sur la particule

R = Force de résistance à l'écoulement

G = Force de gravité sur la particule

P = Force de poussée du liquide sur la particule

b) Force de résistance à l'écoulement

Généralement décrite par l'équation de Newton:

$$R = C_D A_P \frac{\rho_1 V^2}{2}$$

Avec

C_d coefficient de résistance fonction du Reynolds suivant le type d'écoulement

$$R_e = \frac{du}{n} = \frac{du\rho_L}{\mu}$$

A_p = la surface projetée de la particule dans la direction du courant

C_D : Coefficient de résistance

- Régime laminaire (Stokes)

$$C_D = \frac{24}{Re}$$

- Régime intermédiaire (Allen)

$$C_D = \frac{10}{\sqrt{Re}}$$

- Régime turbulent (Newton –Rittinger)

$$C_D = \frac{1}{2}$$

v_{lim} : vitesse de chute limite

- Régime laminaire (Stokes)

$$V_{lim} = \frac{g (p_s - p_l) d^2}{18 \mu}$$

- Régime intermédiaire (Allen)

$$V_{lim} = \alpha \left(\frac{p_s - p_l}{p \sqrt{v}} \right)^{2/3} d$$

- Régime turbulent (Newton –Rittinger)

$$V_{lim} = \alpha \sqrt{\frac{(p_s - p_l) d}{p_l}}$$

c) Vitesse de chute en « Chute troublée »

- Correction sur la densité du liquide

$$\rho_l^* = (1-x) \rho_s + x \rho_l$$
$$\rho_s - \rho_l^* = x (\rho_s - \rho_l)$$

x est la fraction de liquide

- Correction sur la viscosité

$$\mu^* = \mu \frac{10^{1.82} (1-x)}{x}$$

- Après correction la vitesse de chute en « Chute troublée » devient :
- En régime laminaire

$$V_{lim} = \frac{g}{18} \frac{x^2 (\rho_s - \rho_l) d^2}{10^{1.82} \mu (1-x)}$$

- Ou approximativement si $x \approx 0.7$

$$V_{lim} = \frac{g}{18} \frac{(\rho_s - \rho_l) d^2}{\mu} 0.123 \frac{x^3}{1-x}$$

- Mais en pratique, nous prenons :

$$V_{lim} = \frac{g}{18} \frac{(\rho_s - \rho_l) d^2}{\mu}$$

- En régime turbulent, loi de Newton :

$$V_{lim} = \sqrt{\frac{3 g (\rho_s - \rho_l) d}{\rho_l}}$$

I.3.2.3 Les décanteurs

D'une façon générale, le dimensionnement consistera à déterminer deux paramètres principaux :

- la surface du décanteur qui sera d'autant plus grande que les vitesses de décantation sont faibles.
- la profondeur du bassin qui déterminera le temps de séjour de la suspension dans le bassin. Ce temps devra être suffisant pour permettre la formation d'une boue au fond de l'appareil.

Il existe deux types de décanteur :

I.3.2.3.1 Décanteur simple

Les décanteurs classiques sont caractérisés par la surface de décantation égale la surface de base.

Le décanteur le plus simple est constitué d'une cuve parallélépipédique munie d'une zone d'entrée et de deux zones de sortie (une pour la sur-verse et l'autre pour les boues).

Il existe deux types de décanteur dit simple :

- A flux horizontaux,
- A flux verticaux,

a) Décanteurs à flux horizontaux

Dans ces bassins, la condition pour qu'une particule soit retenue et qu'elle ait le temps d'atteindre le fond avant le débordement ou la sortie de l'ouvrage.

Un décanteur horizontal est caractérisé par :

le débit traversier Q , sa surface S , sa hauteur entre le plan d'eau libre et le radier h .

Le *temps de rétention* dans l'ouvrage sera :

$$t = \frac{S \cdot h}{Q}$$

Une particule en suspension arrivant en surface à l'entrée du décanteur décante avec une vitesse constante V_0 .

La décantation est terminée lorsque la particule s'est déposée sur le radier, la durée de chute est égale à h / V .

La possibilité pour les particules d'atteindre le fond de l'ouvrage est évidemment envisageable seulement si $t > h / V$, ou encore $V_0 > Q / S$.

Le terme Q / S est appelée *vitesse de Hazen*.

Théoriquement, l'efficacité d'un décanteur horizontal ne dépend que de sa *vitesse de Hazen* et non de sa hauteur ou de son temps de rétention. Généralement cette vitesse est comprise entre 0.5 et 1.5 m/h.

Cependant, les particules contenues dans l'eau flocculée entrant dans le décanteur présentent toute une gamme de dimensions.

Pendant leur parcours dans l'ouvrage les plus petites peuvent s'agglutiner entre elle, c'est le phénomène *decoalescence*. Leur taille, et donc la vitesse de sédimentation augmente avec le temps. La trajectoire devient de ce fait curviligne et l'efficacité de la décantation dépend donc aussi du temps de rétention.

Pour optimiser le rendement du décanteur on le fait souvent précéder d'un compartiment de tranquillisation dans lequel une sensible diminution de la vitesse de transfert permet la décantation des particules les plus grosses et la coalescence du floc le plus fin.

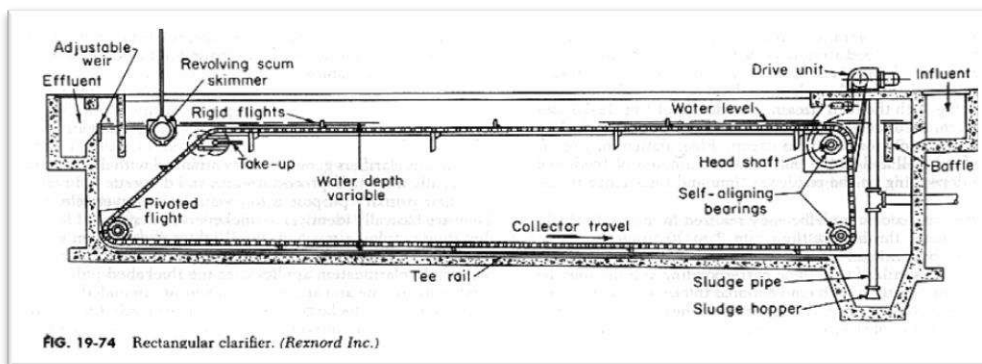


Figure I.3.10 : Décanteur rectangulaire

Les décanteurs horizontaux à plusieurs étages (appelés quelquefois "couloirs") comportent un certain nombre d'aménagements indispensables à l'obtention du meilleur rendement possible.

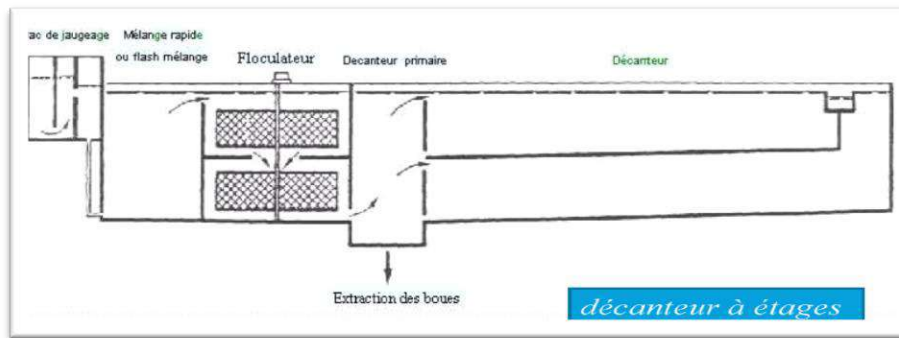


Figure I.3.11 : Décanteur à étage

Les décanteurs horizontaux à plusieurs étages visent au respect des conditions suivantes :

- répartir uniformément l'eau à l'entrée et la sortie du décanteur,
- éviter les zones mortes,
- supprimer les éléments perturbateurs.

Ces décanteurs peuvent comporter, de l'amont vers l'aval :

- une chambre de mélange rapide des réactifs,
- un floculateur,
- une chambre de coalescence,
- les couloirs superposés de décantation dans lesquels l'eau pénètre par la partie supérieure.

L'eau décantée est reprise à la partie aval par des déversoirs longitudinaux. La purge des boues est assurée par des tuyaux perforés ou un racleur en fonctionnement continu.

b) Les décanteurs à flux verticaux

Dans ce type d'ouvrage l'eau suit un trajet vertical. La vitesse de chute des particules est contrariée par une force résultante de la composition de la force de frottement et de la vitesse ascensionnelle de l'eau.

Tous les décanteurs verticaux font appel au *voile de boue* du fait de cet équilibre des vitesses et ce, quelle que soit la technique utilisée avec ou sans floculateur.

Le rôle du voile de boue est essentiel il joue également le rôle de filtre pour les flocons de faible dimensions. En son sein se produit le phénomène de coalescence.

Ce sont des ouvrages de forme conique ou pyramidale pour permettre un contrôle plus aisé du voile de boues.

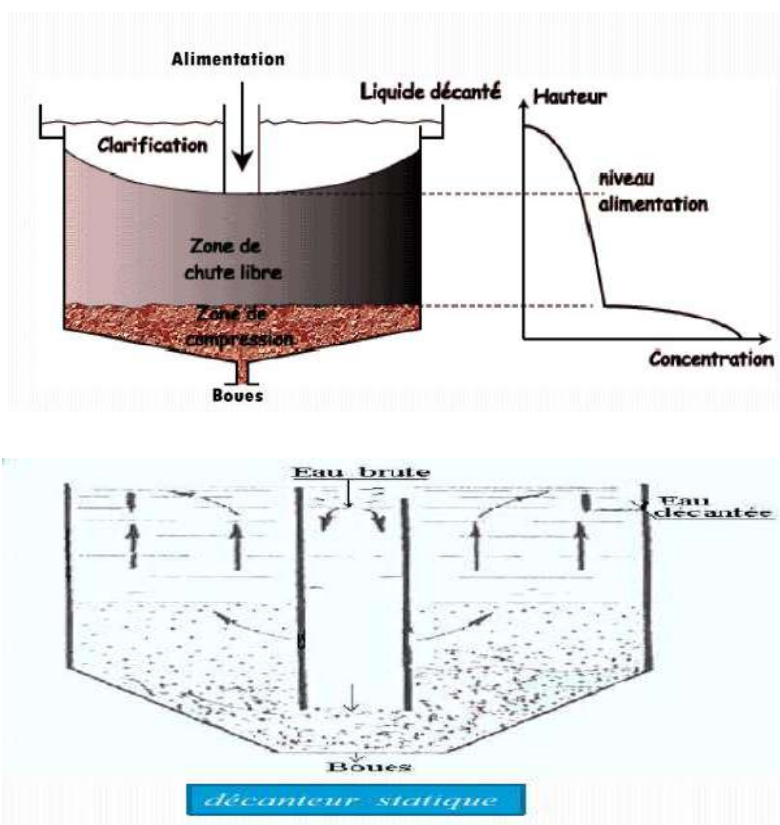


Figure I.3.12 : Décanteur statique
Dans ce type d'ouvrage, la vitesse ascendante maximum vaut : $2 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ (m/h).

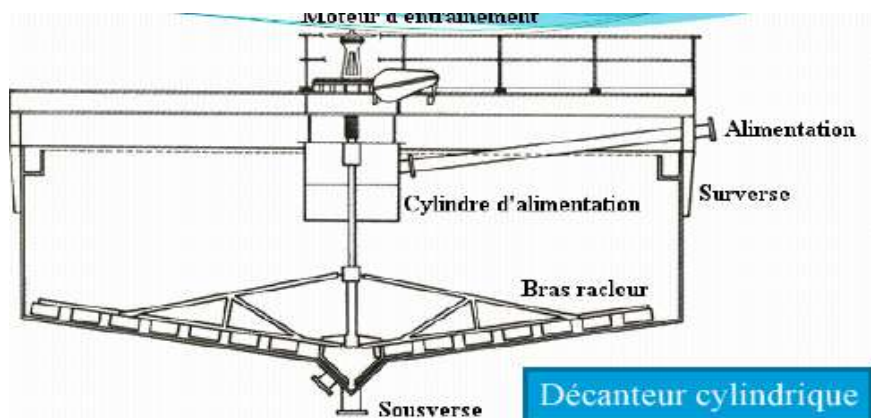


Figure I.3.13 : Décanteur cylindrique

Le groupe d'entraînement, monté au milieu de ce support, entraîne le mécanisme de raclage constitué d'un arbre vertical et de deux bras munis de raclettes. Différents modèles de mécanisme de raclage peuvent équiper ce type de décanteur selon le cas

Ce type d'appareil est constitué essentiellement d'un pont support de mécanisme fixé sur le

bord d'une cuve cylindrique.

d'application. Ce type d'appareil existe dans la gamme de 2 à 45 m.

Les lames sont disposées de telle sorte que le fond de la cuve soit balayé une ou deux fois par tour. Pour les boues lourdes, deux bras courts de raclage supplémentaires balayent la zone centrale de la cuve quatre fois par tour.

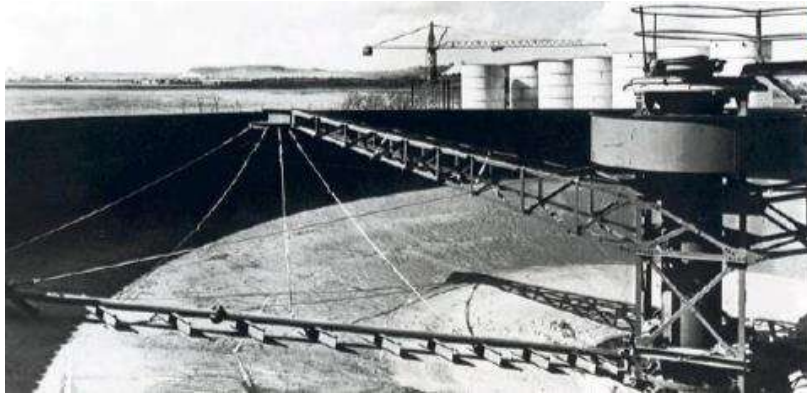


Figure I.3.14 : Systèmes de raclage

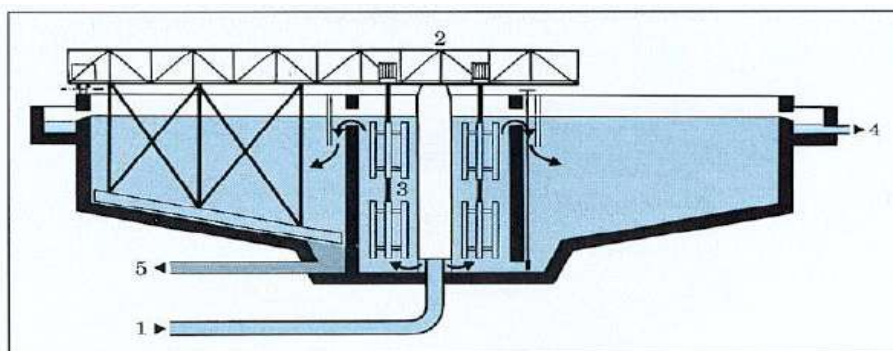


Figure I.3.15 : Décanteur flocculateur avec entraînement périphérique du pont.

- 1 - Arrivée d'eau brute
- 2 - Pont racleur.
- 3 - Zone de floculation.
- 4 - Sortie d'eau décantée.
- 5 - Évacuation des boues



Figure I.3.16 : Installation de CANNES (Alpes-Maritimes).
Débit maximum : $5500 \text{ m}^3 / \text{h}$. Décanteur-floculateur.



Figure I.3.17 : Décanteurs 78 et 98 m de diamètre

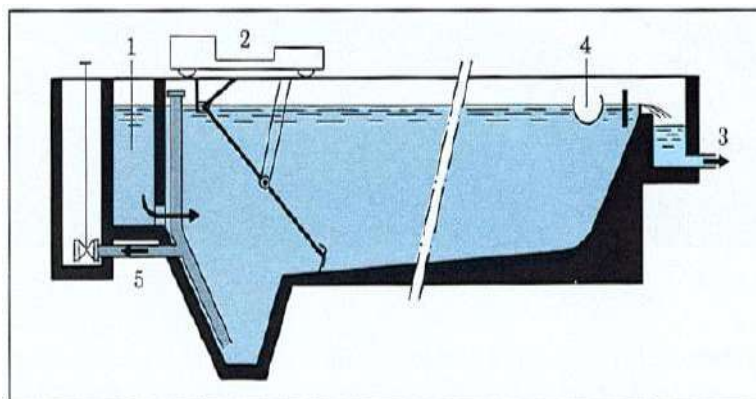


Figure I.3.18 : Décanteur longitudinal à pont racleur.

- 1 - Arrivée d'eau brute.
- 2 - Pont racleur.
- 3- Sortie d'eau décantée.
- 4 - Reprise des flottants.
- 5 - Évacuation des boues



Figure I.3.19 : Décantateur à pont transbordeur (4 fois 50 m X 200 m).

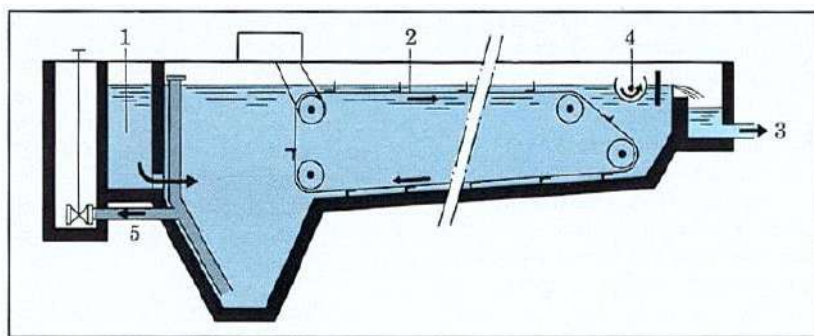


Figure I.3.20 : Décantateur longitudinal à chaînes

- 1 - Arrivée d'eau brute..
- 2- Chaîne racleuse.
- 3- Sortie d'eau décantée.
- 4 - Reprise des flottants
- 5 - Évacuation des boues.



Figure I.3.21 : Installation de AIRE pour le traitement des effluents de GENÈVE (Suisse).
Débit: $3,6 \text{ m}^3/\text{s}$. Un des 8 décanteur à chaînes de 70 m X 18, 5 m.

I.3.2.3.2 Décanteur lamellaire

Dans un décanteur idéal, une particule est éliminée lorsqu'elle atteint la zone de boues. Dans le décanteur simple, cette particule doit parcourir une distance verticale H . On peut aisément montrer que, si on réduit de moitié la hauteur du bassin sans modifier le temps de rétention, on n'obtient aucune élimination supplémentaire de particules, puisque, pour conserver ce même temps de rétention, on doit doubler la longueur du bassin. Or, dans ce nouveau bassin, la section d'écoulement est réduite de moitié; par conséquent, la vitesse horizontale est doublée.

$$V_1 = \frac{Q}{S} = \frac{Q}{H.l}$$
$$2V_1 = \frac{Q}{\frac{H}{2}.l}$$

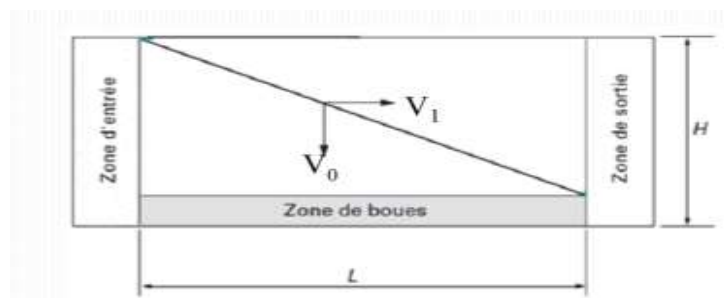


Figure I.3.22 : Schéma de la décantation à flux horizontal (particules grenues)

Par contre, on peut accroître considérablement la capacité d'un décanteur en augmentant la surface de décantation. Pour ce faire, il suffit d'ajouter des paliers dans le décanteur. En effet, alors que, dans un décanteur dépourvu de palier, les particules dont la vitesse de décantation est supérieure ou égale à V_0 sont complètement éliminées, dans un décanteur doté de 3 paliers, les particules dont la vitesse de décantation est supérieure ou égale à $V_0/3$ sont complètement éliminées.

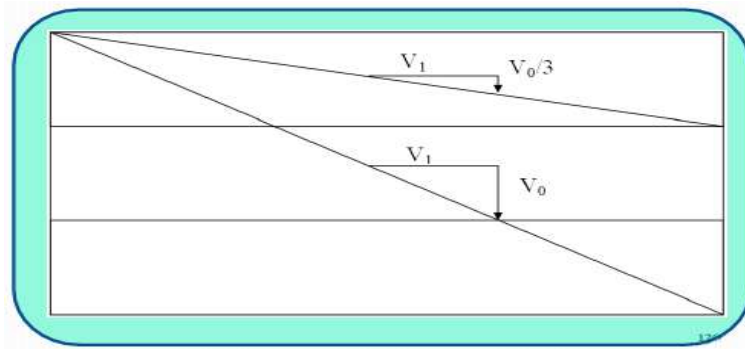


Figure I.3.23 : Bassin de décantation idéal avec 3 paliers

Il est donc possible d'augmenter de manière très importante la surface disponible à la décantation en superposant sur la hauteur de l'ouvrage un grand nombre de cellules de séparation eau/boue.

La figure ci-après présente les gains théoriques possibles sur un ouvrage, en débit ou en dimension, à efficacité de traitement équivalente en superposant n étages de hauteur H/n .

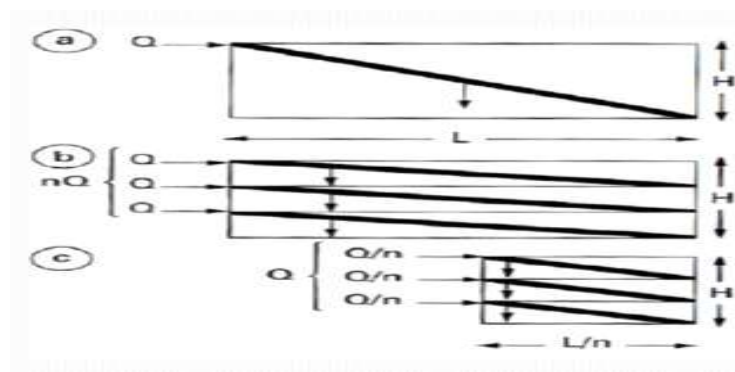


Figure I.3.24 : les gains théoriques possibles sur un ouvrage

Les décanteurs dits lamellaires comportent souvent une série de lamelles qui permet de multiplier la surface de décantation utile tout en réduisant la surface au sol par rapport à un bassin de décantation classique à flux horizontal.

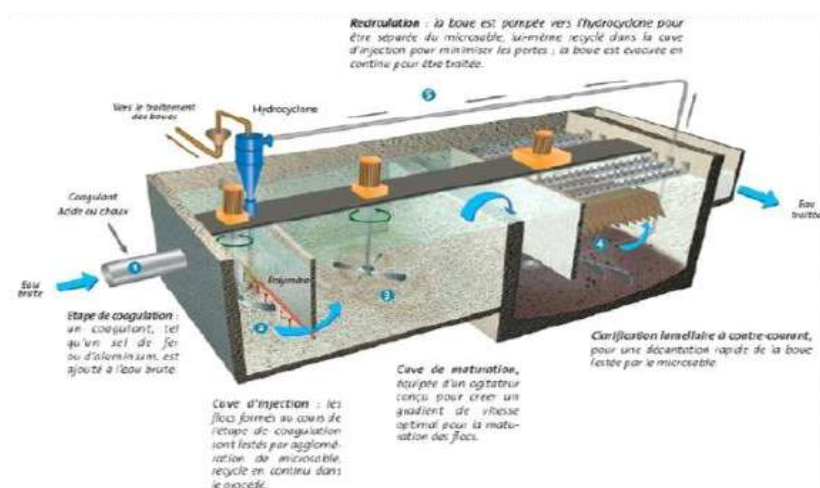


Figure I.3.25 : Décanteurs lamellaires

En théorie, pour augmenter la capacité d'un décanteur, on peut réduire à l'infini la hauteur qui sépare les paliers. En pratique, toutefois, on doit laisser entre chaque palier une distance suffisante pour qu'une certaine quantité de boues s'accumule. En général, la hauteur qui sépare chaque palier est de l'ordre de 5 cm.

De nombreux modèles de faisceaux lamellaires (ou lamelles) sont disponibles : plaques planes, plaques ondulées, tubes ronds, tubes carrés, chevrons, modules hexagonaux.

a) Décanteurs à tubes

On trouve sur le marché deux types de décanteurs à tubes :

ceux dont les tubes sont légèrement inclinés par rapport à l'horizontale (7°) et ceux dont les tubes sont fortement inclinés par rapport à l'horizontale (60°).

Ces deux types de décanteurs sont habituellement constitués d'un empilement de tubes de section carrée de 5 cm de côté.



Figure I.3.26 : Décanteur à tubes fortement inclinés

Les tubes inclinés à 7° ont une longueur de 0.6, 1.2, 1.8 ou 2.4 m.

Leur fonctionnement est associé à celui des filtres. Ainsi, lorsque l'eau floculée pénètre dans le décanteur, les particules de floc s'y déposent et s'y accumulent, alors que le liquide surnageant est acheminé vers les filtres. L'accumulation des solides dans les tubes réduit la section d'écoulement, ce qui augmente la vitesse de l'eau, si bien que, lorsque cette vitesse est suffisamment élevée, les solides sont remis en suspension dans l'eau et entraînés vers les filtres. Pour l'élimination de ces solides se fait par acheminement d'une eau claire vers les décanteurs, ce qui permet d'entraîner vers l'égout la totalité des solides accumulés, ce nettoyage étant facilité par l'inclinaison de 7° . On utilise les décanteurs à tubes inclinés à 7° dans les stations dont la capacité de production est inférieure à 4000 m³/j. pour des productions plus importantes, il est recommandé d'installer les tubes inclinés à 60° .

De plus, la forte inclinaison des tubes à 60° , permet d'obtenir un autonettoyage continu. Ces tubes ont une longueur de 0.6, 1.2, 1.8 ou 2.4 m. Comme le montre la figure ci-dessous l'eau s'écoule de bas en haut, et les solides se déposent sur la paroi inférieure pour glisser ensuite jusqu'au fond du bassin.

L'eau décantée est acheminée vers des goulottes situées près de la surface et déversée sur les filtres.

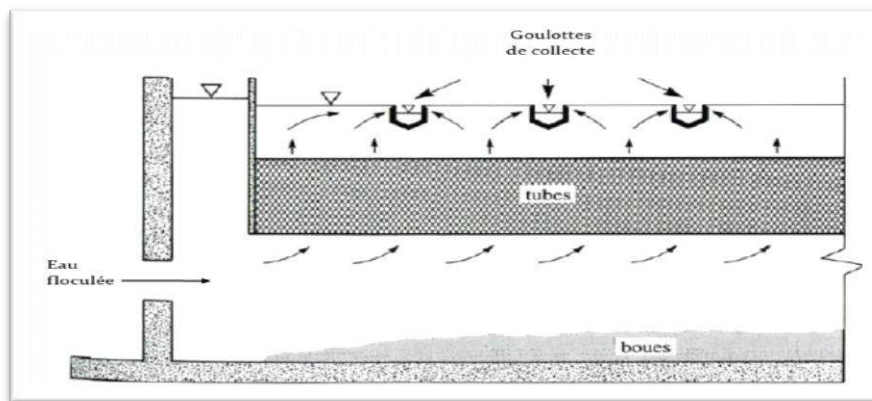


Figure I.3.27 : Décanteur à tubes inclinés à 60°

À l'intérieur d'un tube, différentes forces agissent sur les particules accumulées. La force résultante, F_r , est donnée par :

$$F_r = F_g (\cos 30^\circ) - (F_D - F_f)$$

F_g : force due à la pesanteur,

F_D : force de traînée,

F_f : force de friction.

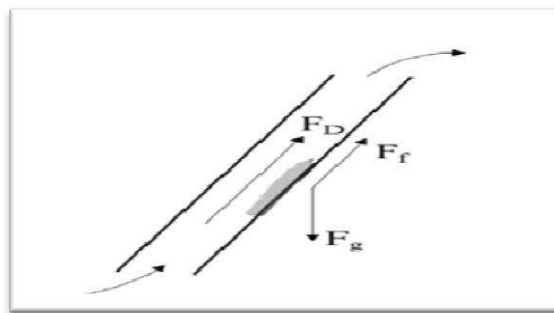


Figure I.3.28 : Forces agissent sur les particules accumulées

Lorsque F_r est positif, c'est-à-dire lorsque $F_g (\cos 30^\circ) > F_D + F_f$, les particules glissent vers le fond du bassin. Par contre, lorsque F_r est négatif, les particules sont entraînées vers la sortie et les filtres. Par conséquent, en augmentant la charge superficielle sur les décanteurs, on augmente la force de traînée et on risque ainsi d'augmenter la turbidité dans l'effluent des décanteurs.

On peut toutefois augmenter la capacité des décanteurs en inversant le sens d'écoulement de l'eau : la force de traînée agit alors dans le même sens que la force due à la pesanteur. C'est ce qui se passe dans les décanteurs à lamelles.



Figure I.3.29 : Décanteur à tubes inclinés

b) Décanteurs à lamelles

1. Principe

L'amélioration de la décantation passe par une évacuation du dépôt de boues plus rapide. Pour cela il suffit que la surface sur laquelle le floc se dépose soit inclinée pour que ce dernier puisse glisser vers le bas au fur et à mesure. D'où la réalisation de *modules lamellaires* inséré dans un décanteur, dont la surface S ($L \times l$) de chaque lamelle devient une surface de décantation, l'angle d'inclinaison étant un des éléments importants de ce système.

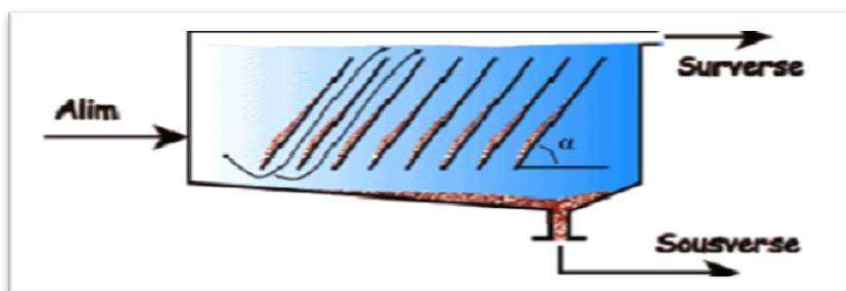


Figure I.3.30 : Décanteur à lamelles

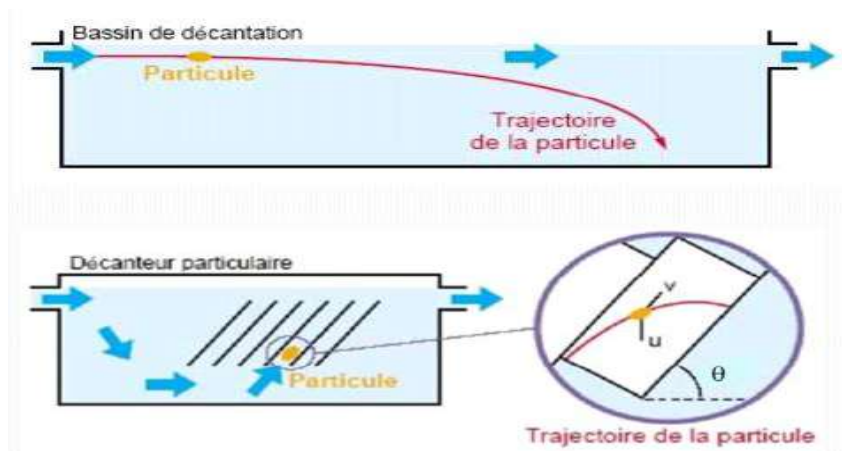


Figure I.3.31 : Principe de décanteur à lamelles

2. Mise en œuvre

Afin d'assurer l'évacuation gravitaire de la boue décantée, les lamelles sont inclinées d'un angle θ par rapport à l'horizontale.

La figure ci-après illustre ce principe pour un réseau de plaques parallèles et montre, dans ce cas, la surface de décantation équivalente au sol.

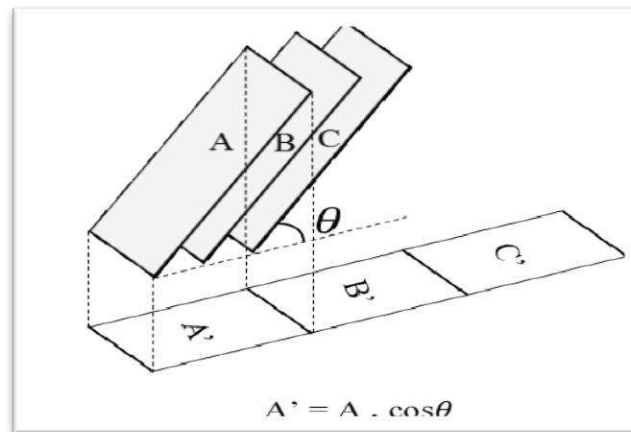


Figure I.3.32: Surface de décantation équivalente

Les équations caractéristiques du décanteur lamellaires sont les suivantes:

$$STP = \frac{Q}{V_H}$$

$$STP = n \cdot l_p \cdot L_p \cos \theta$$

Avec :

STP : surface totale projetée (qui est la projection au sol de la surface de décantation) .

l_p : largeur des lamelles.

L_p : longueur des lamelles.

n : nombre total de lamelle sur l'étape de décantation lamellaire.

θ : inclinaison des plaques

La vitesse de Hazen se calcule alors sur la surface projetée de l'ensemble des éléments lamellaires :

$$V_H = \frac{Q}{n \cdot S_L \cdot \cos \theta}$$

avec :

$$S_L = l_p \cdot L_p$$

S_L : Surface élémentaire de chaque lamelle.

Pour qu'un décanteur lamellaire puisse être efficace, les particules à décanner doivent changer de morphologie au sein des lamelles en s'agglomérant, Pour qu'une fois sorties des lamelles, elles ne soient pas réentraînées par le flux liquide et puissent s'écouler au fond du décanteur.

Trois types de décantation lamellaire sont possibles :

- A contre courant.
- A courants croisés.
- A cocourant.

i . À contre-courant

L'eau et la boue circulent en sens inverse (l'eau vers le haut à la vitesse V_0 et les boues vers le bas). À son entrée dans le système, le trajet d'une particule est la résultante de V_0 et de sa vitesse de chute u .

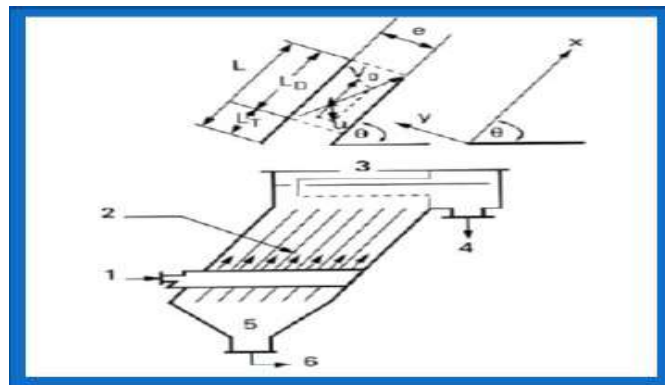


Figure I.3.33 : Décanteur lamellaire à contre courant

1. Entrée de l'eau flocculée.
2. Zone de distribution.
3. Récupération de l'eau décantée.
4. Sortie de l'eau décantée.
5. Fosse à boue.
6. Evacuation des boues.

ii . À courants croisés

L'eau et la boue circulent perpendiculairement l'un par rapport à l'autre (l'eau horizontalement et la boue du haut vers le bas).

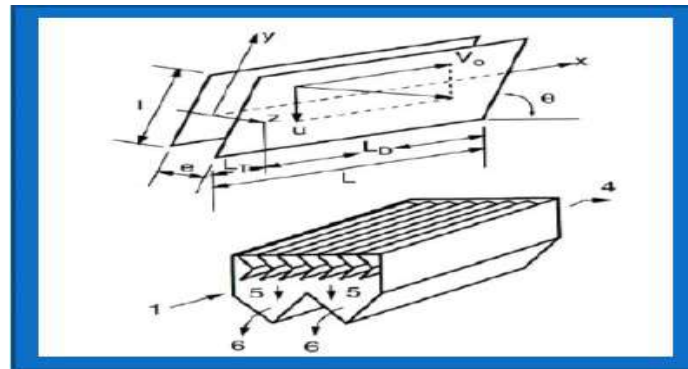


Figure I.3.34 : Décanteur lamellaire à courants croisés

1. Entrée de l'eau flocculée.
2. Sortie de l'eau décantée.
3. Fosse à boue.
4. Evacuation des boues.

iii . À cocourant

L'eau et la boue circulent dans le même sens de haut vers le bas.

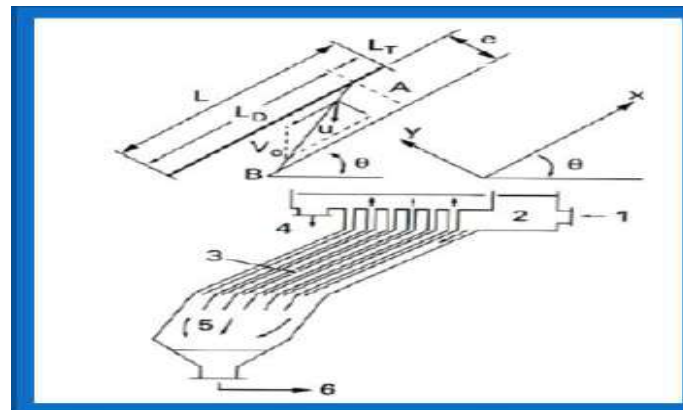


Figure I.3.35 : Décanteur lamellaire à cocourant

1. Entrée de l'eau flocculée.
2. Zone de distribution.
3. Récupération de l'eau décantée.
4. Sortie de l'eau décantée.
5. Fosse à boue.
6. Évacuation des boues.

La décantation à contre-courant permet l'organisation hydraulique la plus simple et la plus fiable. En revanche, la décantation à cocourant se heurte à de grandes difficultés pour la reprise de l'eau traitée. Pour la décantation à courants croisés, l'équipartition des flux hydrauliques est délicate.



Figure I.3.36 : décantation à contre-courant

3. Choix du type de faisceaux lamellaires

L'efficacité d'un système lamellaire est liée à différents paramètres :

i. Hydraulique

La forme des lamelles doit favoriser le passage du régime d'écoulement de turbulent (à l'entrée des lamelles, zone LT) à laminaire (au sein des lamelles, zone LD), et il faut donc éviter les systèmes de supportage de lamelles mettant en œuvre des entretoises qui perturbent l'écoulement et la décantation.

ii. Répartition de l'eau dans la cellule de décantation

Chaque cellule doit recevoir le même débit afin d'éviter les survitesses à l'origine de la dégradation de la décantation.

iii. Écartement des lamelles

Il doit être suffisant pour éviter le colmatage des lamelles par la boue décantée et pour permettre éventuellement leur nettoyage.

iv. Surface de décantation équivalente

Plus elle est importante, meilleure sera la décantation en tenant compte, toutefois, de la remarque précédente.

Dans la figure ci-dessous, l'efficacité des différents types de faisceaux lamellaires, présentés précédemment, est comparée en utilisant comme paramètre la surface de décantation équivalente.



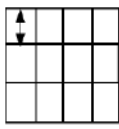
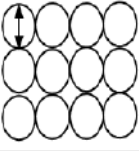
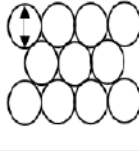

Types de faisceau lamellaire	Sans lamelles	Plaques planes	Plaques planes	Tubes carrés	Tubes circulaires alignés	Tubes circulaires en quinconce	Modules hexagonaux
Diamètre hydraulique équivalent (mm)	---	80 mm (40mm entre plaques)	80 mm (40mm entre plaques)	Coté 80 mm	Diamètre 80 mm	Diamètre 80 mm	Diagonale 80 mm
Forme	---						
Surface de décantation équivalente	1	16,2	8,1	6,4	7,4	8,1	10,8

Figure I.3.37: L'efficacité des différents types de faisceaux lamellaires.

Hypothèses utilisées pour la comparaison des six systèmes diamètre hydraulique (80 mm), inclinaison (60°) et longueur de lamelles (1,5 m).



Figure I.3.38 : Modules hexagonaux

Le choix du type de faisceaux lamellaires ne doit pas se faire uniquement en considérant la plus grande surface de décantation équivalente possible ; les faisceaux à plaques parallèles peuvent développer des surfaces importantes à condition de réduire l'espace entre plaques et

au risque de rendre l'installation non fiable (problème de bouchage) et inexploitable (impossible de procéder au nettoyage de l'espace entre les plaques).

Par ailleurs, la mise en place des plaques est délicate ; elle nécessite la pose de supports et d'entretoises qui, souvent, perturbent l'hydraulique et la décantation, et favorisent l'accrochage des boues.

L'efficacité hydraulique des modules hexagonaux est supérieure à celle des autres faisceaux tubulaires et des plaques parallèles. Ces modules minimisent considérablement les risques de colmatage tout en offrant une surface de décantation équivalente très importante.

4. Exemples de décanteurs lamellaires

Le Sédipac FD

C'est un appareil combiné qui réunit, dans une même enceinte, une zone de coagulation-Floculation et une zone de Décantation lamellaire.

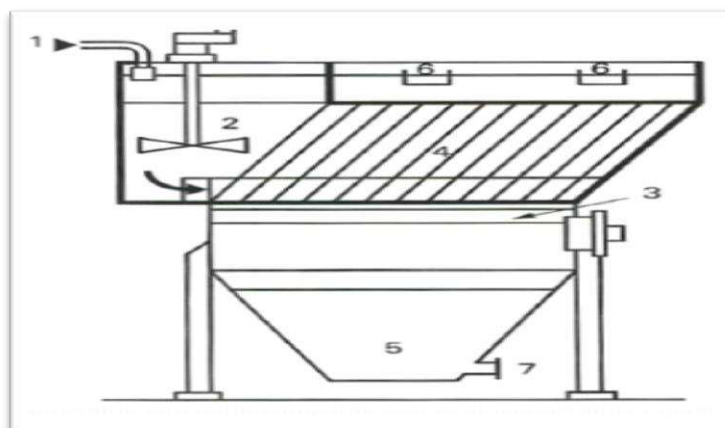


Figure I.3.39 : décanteurs lamellaires Sédipac FD

1. Entrée d'eau brute
2. Floculation
3. Canal de répartition d'eau flocculée
4. Décantation lamellaire
5. Concentration des boues
6. Reprise d'eau décantée
7. Extraction des boues

Le MULTIFLO : la vitesse vraie est de l'ordre 1 m/h alors que la vitesse apparente est de l'ordre de 10/15 m/h.

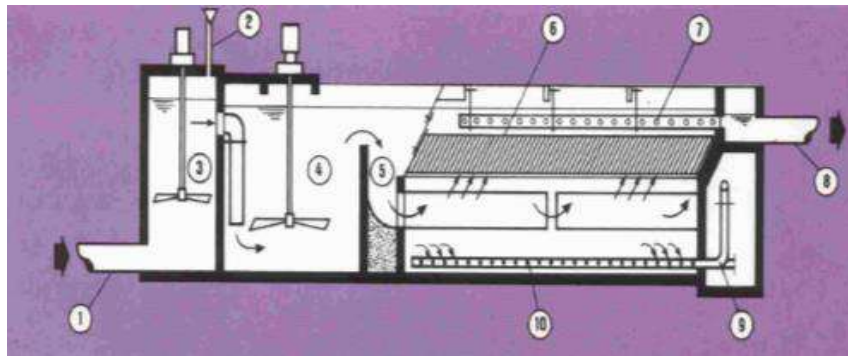


Figure I.3.40 : décanteurs lamellaires MULTIFLO

- | | |
|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 1 - Arrivée d'eau à décanter | 6 - Modules lamellaires |
| 2 - Injection des réactifs | 7 - Tubes de reprise d'eau décantée |
| 3 - Zone de mélange rapide | 8 - Sortie d'eau décantée |
| 4 - Zone de coagulation/floculation | 9 - Système de reprise des boues |
| 5 - Admission en décantation | 10- Évacuation des boues |

On remarque le gain de place résultant de l'adoption de cette technologie.

Le décanteur présente les avantages suivants :

- la compacité par rapports aux décanteurs statiques conventionnels qui conduits à des économies importantes de place et de coût,
- l'efficacité qui résulte de l'accroissement de la surface de décantation,
- la fiabilité qui est induite par la simplicité du décanteur Une des qualités essentielles du système est sa simplicité de réalisation et d'exploitation puisqu'il ne comporte aucun équipement mobile immergé.

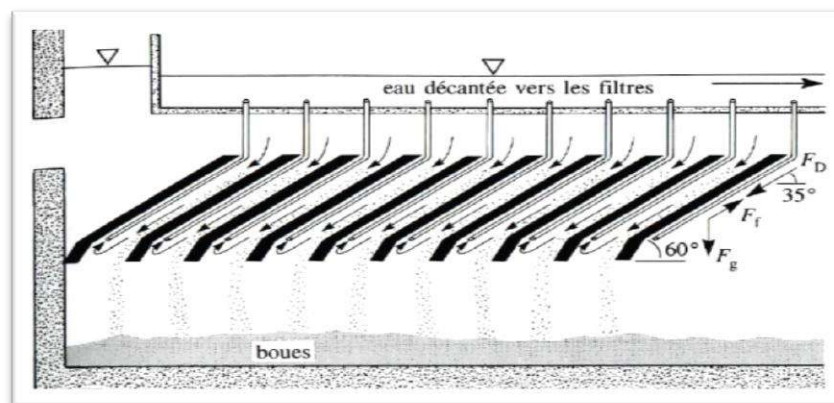


Figure I.3.41 : Décanteur à lamelles

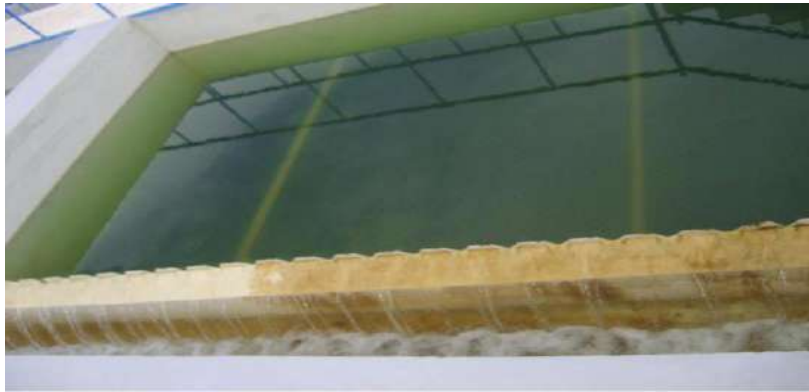


Figure I.3.42 : Décanteur lamellaire à modules hexagonaux de la station de Sekkak

À retenir

- Dimensionnement décanteur idéal

$$A = \frac{Q}{u_{lim}}$$

$$A = \frac{18}{g} \frac{u Q}{(\rho_s - \rho_l) d^2}$$

- Si décanteur lamellaire

$$A^* = n A \cos(\alpha)$$

I.3.3 Filtration

I.3.3.1 Buts de la filtration

La filtration est un procédé physique destiné à clarifier un liquide qui contient des MES en le faisant passer à travers un milieu poreux. Les solides en suspension ainsi retenus par le milieu poreux s'y accumulent; il faut donc prévoir un nettoyage du filtre.

La filtration, habituellement précédée des traitements de coagulation, de floculation et de décantation, permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et, indirectement, de certains goûts et odeurs.

I.3.3.2 Matériaux des filtres

Selon le type de filtre adopté, on a recourt à divers matériaux filtrants; on utilise ainsi :

a) Des tissus de fibres, des toiles métalliques ou des pierres poreuses à interstices très fins. Ces matériaux retiennent les solides en surface; on les utilise rarement pour traiter des quantités d'eau importantes.

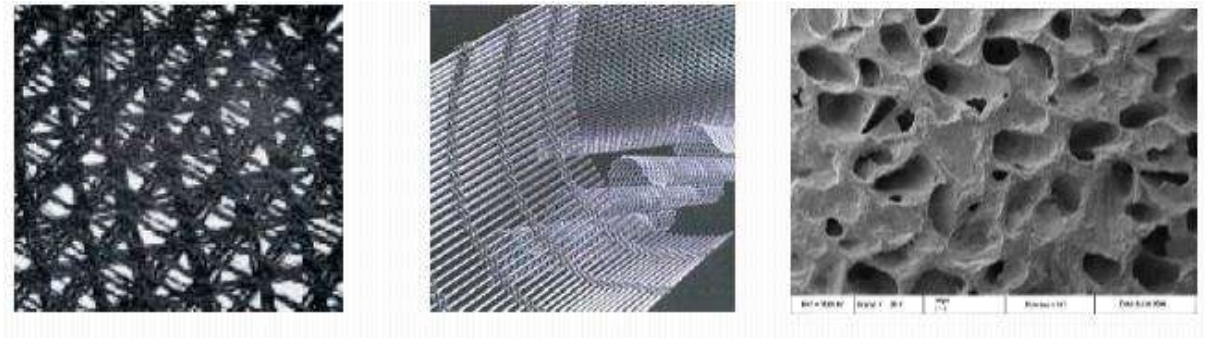


Figure I.3.43 : Tissus en fibres de carbone Toiles métalliques Pierres poreuses

b) Des granules libres qui n'adhèrent pas les uns aux autres. Ces matériaux sont insolubles et inattaquables par le liquide filtré ou par les solides qui s'y déposent.

La filtration a lieu soit en surface, soit en profondeur, selon les caractéristiques granulométriques du matériau filtrant et selon la grosseur et la cohésion des solides en suspension.



Figure I.3.44 : les caractéristiques granulométriques du matériau filtrant

Le sable, l'antracite et l'ilménite sont couramment utilisés dans les usines de traitement des eaux.



Figure I.3.45 : Sable



Figure I.3.46 : L'anthracite : combustible solide fossile le plus propre le plus dur et le plus estimé des charbons.

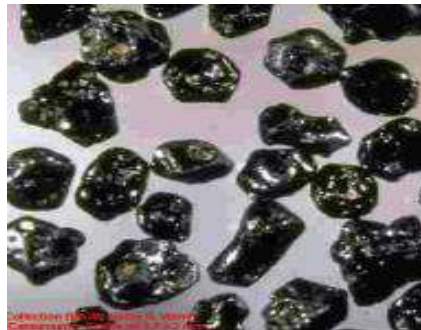


Figure I.3.47 : L'ilménite : un minéral accessoire commun dans les roches magmatiques basiques

I.3.3.3 Types de filtration

Pour le traitement des eaux potables, on utilise principalement:

- a) Filtration rapide sur sable;
- b) Filtration lente sur sable;

En pratique, la filtration rapide sur sable est la plus utilisée. En ce qui concerne la filtration lente sur sable, de construction et de fonctionnement simples, nécessite de grandes

superficiés; c'est pourquoi on les utilise surtout dans les pays où le climat est moins rigoureux, et lorsqu'on n'est pas limité par l'espace.

I.3.3.4 Caractéristiques des matériaux Filtrants

Les principales caractéristiques d'un matériau filtrant sont :

- le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité,
- la densité relative,
- la masse unitaire sèche (maximale et minimale)
- la porosité (maximale et minimale).

Il existe d'autres caractéristiques, beaucoup plus difficiles à mesurer, comme la forme des grains et la surface spécifique.

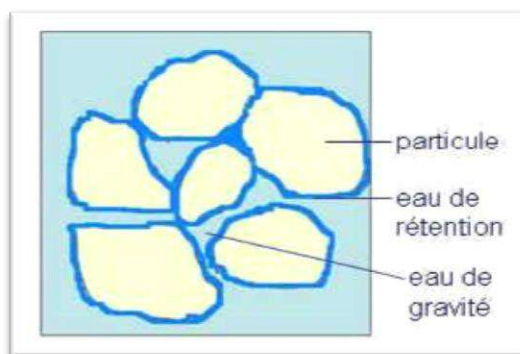


Figure I.3.48 : Les principales caractéristiques d'un matériau filtrant

I.3.3.5 Considérations techniques

Deux considérations techniques communes aux différents types de filtres à matériau granulaire doivent préalablement être rappelées.

Elles concernent :

- les conditions de service ;
- les dispositions internes de lavage.

I.3.3.6 Conditions de service

a) Cycles

La presque totalité des filtres à matériau granulaire fonctionne par cycles comportant une période de filtration suivie d'un lavage final. Le paramètre essentiel limitant la durée de ces cycles est la perte de charge mais, en deçà d'une perte de charge maximale acceptable, d'autres paramètres peuvent être préférés :

- le volume filtré ou le temps de cycle (par exemple : 8 h, 24 h, 48 h) ;

-la turbidité, contrôlable par un capteur turbidimétrique, voire par un compteur de particules.

b) Remise en service

Dans une batterie filtrante, lors de la remise en service d'un filtre lavé, il faut éviter le surdébit du filtre qui vient d'être lavé. Le risque est d'autant plus important que le nombre de filtres est faible ; une équirépartition amont ou aval assure la meilleure qualité d'eau filtrée.

Dans certains cas, même sans sur-débit, il est opportun de mettre à l'égout les premières eaux filtrées plus chargées (filtrations très rapides, eaux préalablement non clarifiées, fortes exigences de qualité telles que : garanties de turbidité inférieure à 0,2 voire 0,1 NTU, de SOI...). Cette phase est souvent appelée maturation



Figure I.3.49 : Batterie filtrante

I.3.3.7 Choix du mode de filtration

Le choix entre les divers types de filtration sur support ou sur lit granulaire dépend de plusieurs critères :

- caractéristiques du liquide à filtrer, de ses impuretés et de leur évolution dans le temps
- qualité du filtrat à obtenir et tolérances admises ;
- conditions d'installation ;
- possibilités et moyens disponibles pour le lavage.

La possibilité d'un lavage aisé, efficace et économique est aussi importante dans le choix du filtre que l'obtention de la meilleure qualité de filtration, étant donné que cette dernière ne se conserve dans le temps que si le lavage permet de retrouver en début de chaque cycle les caractéristiques d'un filtre propre.

I.3.3.7.1 Filtration sur sable rapides

a) Principe

Le filtre à sable rapide est le type de filtre le plus utilisé dans le traitement des eaux de consommation. Le matériau filtrant est maintenu en place par gravité et l'écoulement de l'eau a lieu de haut en bas. Lorsque le milieu filtrant est encrassé, on lave le filtre en inversant le sens de l'écoulement de l'eau; le milieu filtrant est alors en expansion, et les particules d'impuretés, beaucoup moins denses que les grains de sable, sont décollées et évacuées vers l'égout à l'aide des goulottes de lavage.



Figure I.3.50 : filtres à sable rapides (écoulement gravitaire) station de Sikkak.

Selon le cas elle se met en œuvre dans des appareils ouverts (à écoulement gravitaire) ou fermés sous pression à des vitesses allant de 4 à 50 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$. On l'appelle rapide par contraste avec les anciennes installations de filtration lente.

b) Eléments d'un filtre

Les principaux éléments d'un filtre rapide sont : le fond de filtre, le gravier de support et le milieu filtrant (figure ci-après).

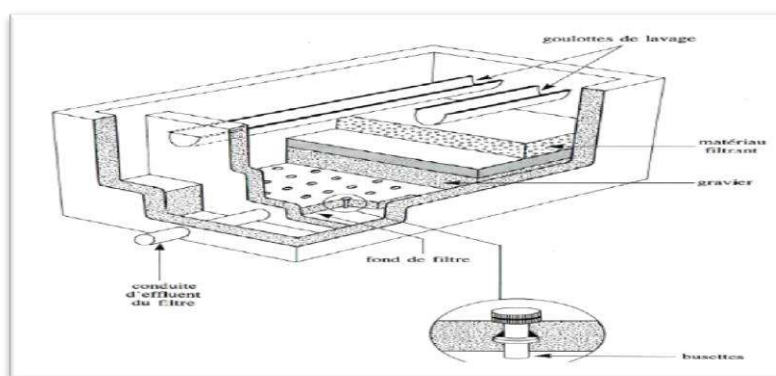


Figure I.3.51 : Eléments d'un filtre.



Figure I.3.52 : Busettes Degremont pour lavage air et eau

Problème

Sur une installation qui a une trentaine d'années, on peut remarquer que les dalles auront tendance à se soulever lors des opérations de contre-lavage, ce qui pourra présenter des fissures et les busettes céderont.



Figure I.3.53 : béton fendues



Figure I.3.54 : Busettes PVC détériorées

Fond de filtre

Le fond de filtre est la structure qui sépare le milieu filtrant de l'eau filtrée. Il doit donc être suffisamment solide pour supporter le milieu filtrant (1 m de sable et de gravier) et l'eau située au-dessus du milieu filtrant (2 m d'eau).

Il permet en outre:

- de collecter et d'évacuer les eaux filtrées;
- de distribuer uniformément l'eau de lavage.

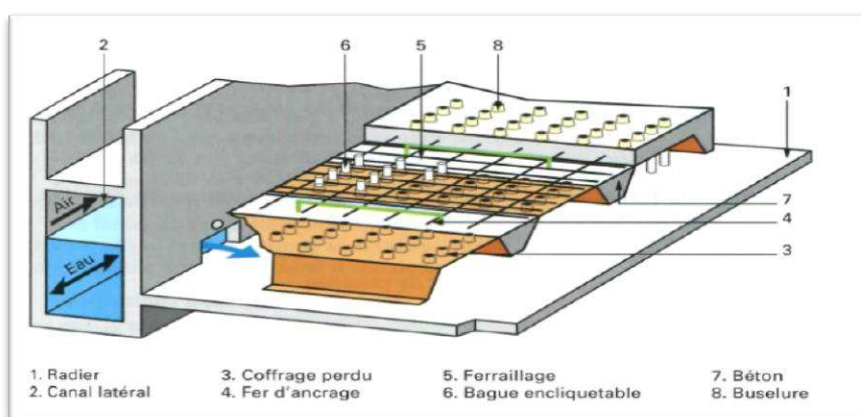


Figure I.3.55 : Plancher Azurfloor

Gravier de support

Le gravier de support, situé immédiatement au-dessus du fond de filtre, permet :

- de retenir le sable du milieu filtrant;
- d'améliorer la répartition de l'eau de lavage dans le filtre.

L'épaisseur et les caractéristiques granulométriques de la couche de gravier de support dépendent des caractéristiques du fond de filtre et de celles du milieu filtrant.

Milieu filtrant

Les matériaux filtrants les plus utilisés sont le sable et l'antracite.

Lorsqu'on utilise un filtre constitué d'une seule couche de sable, la charge superficielle maximale est de 5 m/h. La couche filtrante, de 60 à 90 cm d'épaisseur, est composée d'un sable dont le diamètre effectif des grains varie de 0,35 à 0,50 mm et dont le coefficient d'uniformité varie de 1,3 à 1,7.

c) Fonctionnement d'un filtre à sable rapide

un filtre à sable rapide est peu efficace lorsqu'il doit traiter une eau n'ayant pas bénéficié d'une coagulation et d'une floculation. Un tel filtre élimine en effet difficilement les particules non absorbées par le floc, et ce même s'il est constitué d'une épaisse couche de sable fin.

Le floc contenu dans l'eau doit par ailleurs résister aux forces de cisaillement qui s'exercent dans le filtre, faute de quoi il se brise et pénètre plus profondément dans le milieu filtrant. En plus de la résistance du floc, les facteurs suivants peuvent affecter la qualité de l'eau filtrée:

- caractéristiques granulométriques du milieu filtrant;
- porosité du milieu filtrant;
- épaisseur du milieu filtrant;
- charge superficielle.

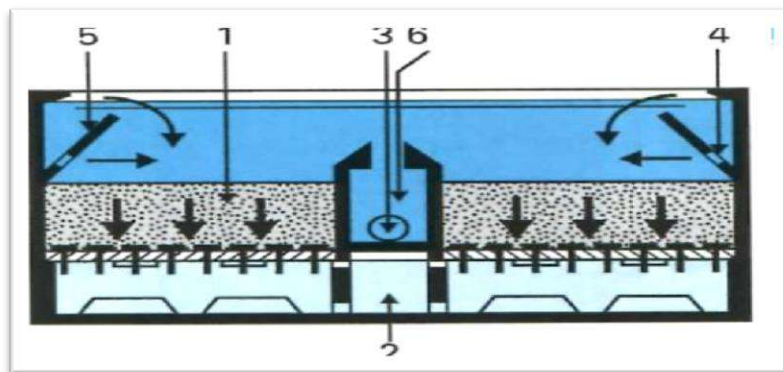


Figure I.3.56 : Filtre Aquazur type V (Degrémont). Phase de filtration

1. Sable
2. Canal d'eau filtrée, air et eau de lavage
3. Vanne d'évacuation des eaux de lavage
4. Orifice d'entrée de l'eau de balayage
5. Goulotte en V
6. Goulotte de départ des eaux de lavage

d) Variation de la turbidité et des pertes de charge

La turbidité de l'affluent d'un filtre et la perte de charge à travers le filtre sont les deux facteurs qui permettent de contrôler le fonctionnement d'un filtre. Ainsi, lorsque la perte de charge atteint une valeur de consigne prédéterminée ou que la turbidité de l'effluent du filtre dépasse une certaine valeur, on isole le filtre en question et on procède à un lavage. La

période d'utilisation d'un filtre correspond donc à la durée de son utilisation entre deux lavages.

e) Optimisation de l'utilisation d'un filtre

Pour optimiser l'utilisation d'un filtre, on doit le faire fonctionner de telle sorte que, lorsque la turbidité de l'effluent atteint la valeur maximale permise, les pertes de charge atteignent, elles aussi, leurs limites maximales permises.

L'utilisation d'un filtre n'est pas optimale lorsque les deux situations ci-dessous se produisent.

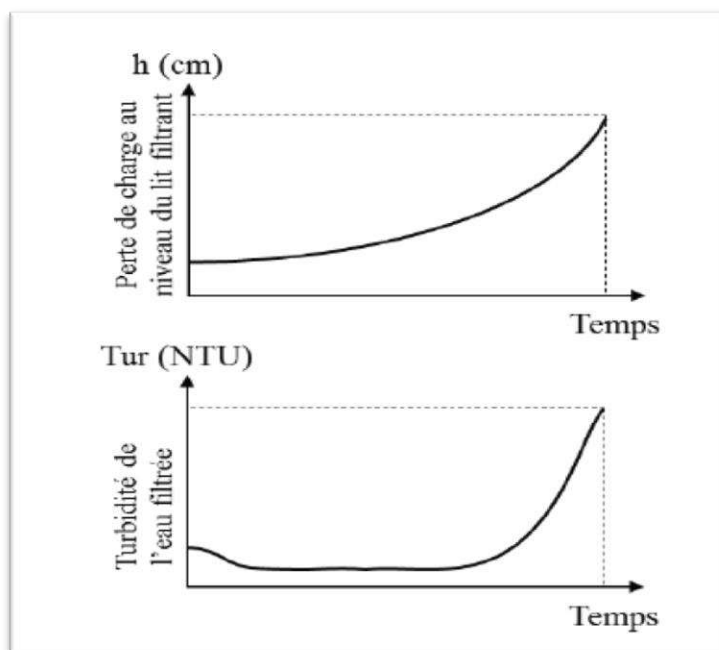


Figure I.3.57 : variation de la perte de charge et la turbidité en fonction du temps

f) Lavage des filtres

Lorsque la perte de charge ou la turbidité, ou les deux, atteignent leurs valeurs maximales, on lave le filtre en injectant de l'eau par le fond.

i. Mécanisme de lavage

Lorsque l'eau de lavage est injectée par le fond, le milieu filtrant prend de l'expansion et libère les particules arrêtées par le filtre. Ces particules, beaucoup moins denses que les grains de sable, sont aisément entraînées vers les goulottes de lavage. Le niveau maximal du sable en expansion atteint 8 à 30 cm au-dessus de son niveau au repos. Le degré d'expansion du milieu filtrant dépend:

- du diamètre des grains de sable;
- de la densité des grains de sable;

- de la charge superficielle, ou vitesse, de l'eau de lavage;
- de la température de l'eau de lavage.

La charge superficielle la plus utilisée est de 37 m/h. Il est important de signaler que, si l'eau de lavage est injectée brusquement dans un filtre, la totalité de la couche de sable peut être soulevée au-dessus de la couche de gravier, ce qui provoque un bouillonnement pouvant entraîner le déplacement du gravier de support.



Figure I.3.58 : Lavage d'un bassin de filtration rapide

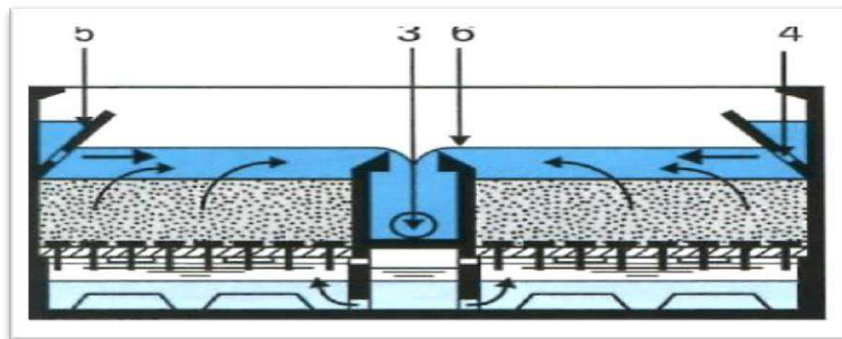


Figure I.3.59 : Filtre Aquazur type V, phase de lavage air-eau avec balayage de surface

3. Vanne d'évacuation des eaux de lavage
4. Orifice d'entrée de l'eau de balayage
5. Goulotte en V
6. Goulotte de départ des eaux de lavage

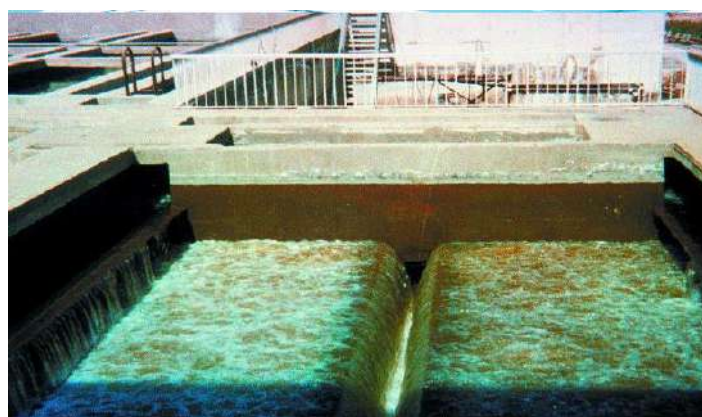


Figure I.3.60 : Filtre AQUAZUR. Phase de lavage air et eau.



Figure I.3.61: Filtres AQUAZUR Yen cours de construction; vue ester armé, du plancher filtrant avec ses busettes, de la goulotte de balayage en Y et de la goulotte de départ des eaux de lavage.

ii. Mécanismes de brassage auxiliaires

La plupart des impuretés qui encrassent un filtre adhèrent aux grains de sable; elles ne sont donc pas éliminées par un simple lavage à l'eau.

Pour décoller ces impuretés, il faut augmenter la turbulence dans le milieu filtrant en expansion; on favorise ainsi le frottement des grains de sable les uns contre les autres et, par conséquent, le décollement des impuretés. Or, on ne peut pas augmenter la charge superficielle au-delà d'une certaine limite; en effet, une charge superficielle trop élevée provoque une expansion excessive du milieu filtrant et, par le fait même, des pertes de sable; de plus, il faut alors utiliser des quantités plus importantes d'eau de lavage. Donc, pour augmenter la turbulence dans le milieu filtrant en expansion sans accroître la charge superficielle, on peut soit injecter de l'air, soit utiliser des agitateurs de surface.

ii. Lavage à l'eau et à l'air

On injecte simultanément, par le fond du filtre, de l'air et de l'eau. L'eau entraîne les impuretés vers les goulottes de lavage alors que l'air assure un brassage suffisant pour décoller ces impuretés. La charge superficielle (air) doit être supérieure à 5 m/h. Signalons qu'il n'est pas nécessaire que le milieu filtrant soit en expansion pour que le lavage soit efficace. Après l'arrêt des soufflantes, il faut toutefois continuer le lavage à l'eau afin d'entraîner toutes les impuretés vers les goulottes de lavage.

Dans le cas d'un filtre à sable et à l'antracite, il faut d'abord abaisser le niveau de l'eau jusqu'au niveau supérieur de la couche d'antracite, puis n'injecter que de l'air, puisqu'il est impossible d'injecter de l'air quand le niveau de l'eau dans le filtre atteint les goulottes de lavage, ou d'injecter l'eau de lavage en même temps que l'air. Dans ces deux cas, en effet, il se produit un entraînement massif de l'antracite vers les goulottes de lavage. Lorsque les impuretés sont décollées, on arrête la soufflante et on injecte l'eau de lavage. La vitesse de l'eau de lavage, ou charge superficielle, est alors de 37 m/h ou plus, car seule une vitesse élevée permet de chasser les impuretés vers les goulottes et de reclasser le matériau filtrant.

iv. Lavage à l'eau seule

Lorsqu'on lave un filtre rapide uniquement avec de l'eau, le brassage est assuré par des laveurs de surface, qui peuvent être soit fixes, soit rotatifs. Chaque type de laveur envoie des jets de 3 mm de diamètre faisant un angle de 15 à 30° vers le bas avec l'horizontale. La pression de ces jets, situés à 5 cm au-dessus du niveau du sable, est d'environ 515 kPa. La quantité d'eau injectée par les jets est de 80 à 160 l/m².min⁻¹ pour les laveurs fixes et de 20 l/m².min⁻¹ pour les laveurs rotatifs.



Figure I.3.62 : Prospect - Sydney Water Corporation

Type d'eau : eau de barrage

Débit (eau traitée) : $125\,000\text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$

Application : filtration directe

Batterie filtrante : 24 filtres double Aquazur V

Surface unitaire : 238 m^2

Surface totale de filtration : $5\,710\text{ m}^2$

Media filtrant : sable 1,8 mm (TE)



Figure I.3.63 : Installation de MOULLE (Pas-de-Calais) pour la Lyonnaise des Eaux.
Débit: $2\,000\text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Batterie de 7 filtres MÉDIAZUR V pour CAG.

I.3.3.7.2 Filtres sous pression

Les filtres sous pression fonctionnent selon les mêmes principes que les filtres à sable rapides, sauf que leurs couches de sable et de gravier, ainsi que leur réseau de drainage, sont situés dans des cylindres horizontaux ou verticaux, lesquels sont conçus pour supporter des pressions de l'ordre de 1000 kPa. On peut ainsi filtrer de l'eau sous pression et la distribuer sans recourir au double pompage. Cet avantage ne compense toutefois pas les difficultés auxquelles on se heurte lorsque les filtres sont précédés d'unités de coagulation, de floculation et de décantation. En effet, pour éviter le double pompage, il faut alors que toutes ces unités de traitement fonctionnent sous pression.

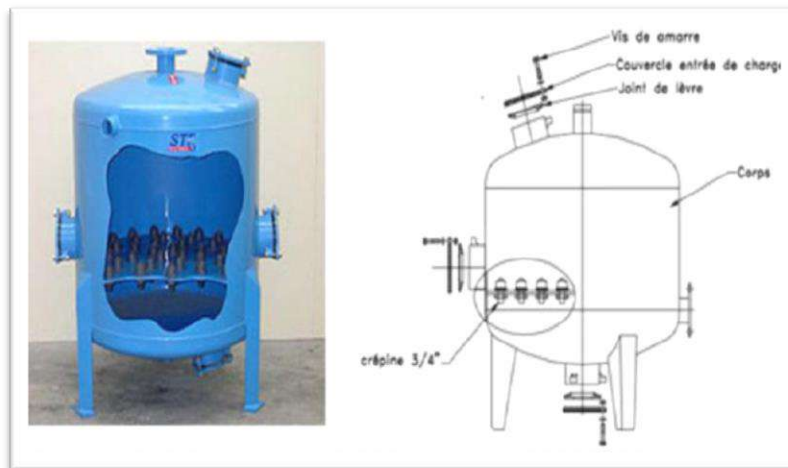


Figure I.3.64 : Filtres sous pression

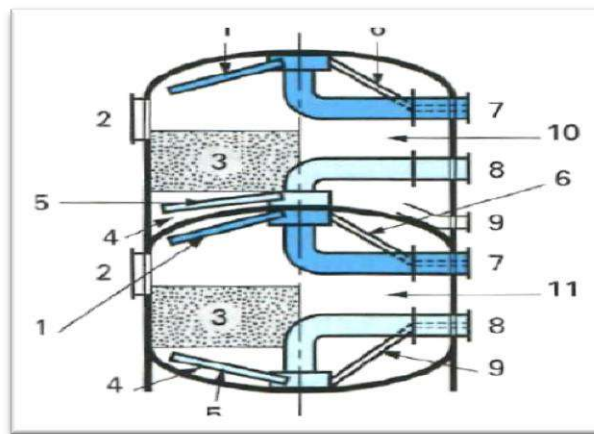


Figure I.3.65 : Colonne double Hydratur

- 1- collecteur supérieur
- 2- Tampon d'accès
- 3- Couche filtrante
- 4- Couche support
- 5- Collecteur inférieur
- 6- Purge d'air
- 7- Entrée d'eau brute
- Sortie d'eau de lavage
- 8- Entrée d'eau de lavage
- Sortie d'eau filtrée
- 9- Vidange
- 10- Filtre supérieur
- 11- Filtre inférieur

- **Principe de fonctionnement :**

- Les particules sont arrêtées sur toute la profondeur du sable. Le différentiel de pression mesure la perte de charge entre la pression d'entrée et de sortie du filtre.
- Lorsque la perte de charge devient supérieure au différentiel réglé, le programmateur lance une séquence de contre lavage.
- Le contre lavage s'effectue par inversion du flux d'eau (voir image ci-contre) qui permet de nettoyer le sable des impuretés arrêtées.



Mode Filtration



Mode contre lavage

Figure I.3.66 : Fonctionnement d'un filtre.

I.3.3.7.3 Filtres à sable lents

Les filtres à sable lents doivent être construits de telle sorte que l'eau traverse lentement une couche de sable fin et que les particules les plus grosses soient arrêtées près de la surface du sable. Ces particules forment une couche poreuse très fine, dont la surface totale de veinules ou de pores est très grande, ce qui facilite l'adsorption des impuretés par cette couche ou par le sable sous-jacent. Cette couche poreuse est constituée de bactéries, d'algues et de protozoaires. La filtration lente combine donc les effets de processus physiques et de processus biologiques.

- **Avantages des filtres lents**

- a) Les filtres lents permettent de ne pas recourir à la coagulation.
- b) Les matériaux de construction de ces filtres sont simples; on peut donc les trouver sur place.
- c) On peut aisément se procurer du sable sur place.

- d) La surveillance du fonctionnement de ces filtres est simple.
- e) Leur effluent est moins corrosif et de qualité plus constante que celui des filtres rapides, lesquels exigent un traitement chimique.
- f) Ils éliminent bien les bactéries.

- **Inconvénients des filtres lents**

- a) Les filtres lents occupent une grande superficie; ils exigent donc une installation de grandes dimensions, un volume de sable important et des travaux coûteux.
- b) Leur exploitation manque de souplesse. Comme nous le verrons plus loin, leur mise en exploitation et leurs lavages requièrent de longues périodes de temps, au cours desquelles ils sont inutilisables.
- c) Leur utilisation est coûteuse lorsque la turbidité des eaux brutes dépasse 30 unités néphélométriques pendant de longues périodes de temps, sauf lorsqu'on fait préalablement sédimenter les impuretés de manière à abaisser suffisamment le degré de turbidité de ces eaux.
- d) Ils décolorent médiocrement les eaux colorées.
- e) Ils donnent de mauvais résultats lorsque les eaux sont riches en algues et qu'elles n'ont pas été préalablement traitées.

Chapitre 4 : Traitements complémentaires

I.4 Traitement complémentaires

I.4.1 Désinfection

I.4.1.1 Principe

La plupart des microorganismes pathogènes est éliminée de l'eau lors des précédentes phases de traitement. Cependant, la désinfection de l'eau est encore nécessaire afin d'empêcher que l'eau potable soit nocive pour notre santé. La désinfection est un traitement qui permet d'éliminer les microorganismes susceptibles de transmettre des maladies; ce traitement n'inclut pas nécessairement la stérilisation, qui est la destruction de tous les organismes vivants dans un milieu donné.

On peut procéder à la désinfection en ajoutant à l'eau une certaine quantité d'un produit chimique doté de propriétés germicides. Les produits chimiques les plus utilisés sont : le chlore, le dioxyde de chlore, l'ozone, le brome, l'iode et le permanganate de potassium. On peut également désinfecter l'eau grâce à des moyens physiques: ébullition, ultrasons, ultraviolets ou rayons gamma.

Les maladies d'infection causées par les bactéries pathogènes, les virus, les parasites protozoaires sont parmi les plus courantes et étendent les risques sanitaires de l'eau potable. Les personnes sont contaminées par ces microorganismes à travers l'eau potable contaminée, les aérosols et les lavages ou les bains.

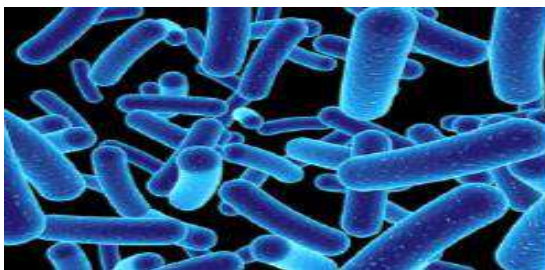


Figure I.4.1 : Bactérie Legionella

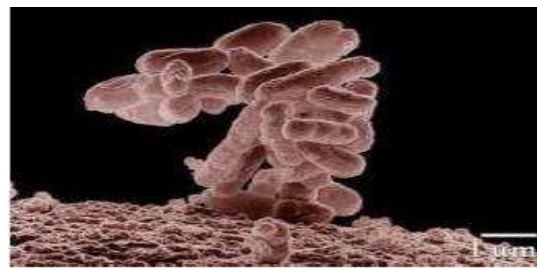


Figure I.4.2 : Bactérie d'E. Coli

I.4.1.2 Différent modes de désinfection

Tous les procédés et les produits de désinfection n'étant pas équivalents, il faut choisir le procédé le plus approprié, compte tenu de certaines conditions particulières (caractéristiques et usages de l'eau, types de microorganismes à éliminer, qualité du réseau de distribution, etc.) et sachant qu'un désinfectant ou un procédé de désinfection doit:

- a) Ne pas être toxique pour les humains ou les animaux;
- b) être toxique, à de faibles concentrations, pour les microorganismes;

- c) être soluble dans l'eau;
- d) former avec l'eau une solution homogène;
- e) Être efficaces aux températures normales de l'eau de consommation (0 à 25°C).
- f) être stable, afin de favoriser le maintien d'une certaine concentration résiduelle pendant de longues périodes de temps;
- g) ne pas réagir avec la matière organique autre que celle des microorganismes;
- h) ne pas détériorer les métaux ni endommager les vêtements lors de la lessive;
- i) éliminer les odeurs;
- j) exister en grande quantité et être vendu à un prix abordable;
- k) être facile à manipuler et ne faire courir aucun danger aux opérateurs;
- l) permettre une mesure aisée de sa concentration.

La désinfection à l'aide de chlore représente 80 % de la désinfection dans le monde, car ce désinfectant présente plusieurs des avantages énoncés ci-dessus. Cependant, l'addition de ce produit peut entraîner des effets secondaires indésirables qui, dans certains cas, obligent à utiliser d'autres désinfectants. Ainsi, le chlore réagit avec la matière organique de l'eau, ce qui peut parfois entraîner la formation de substances cancérigènes (trihalométhanes) ou d'odeurs désagréables (chlorophénols). Par ailleurs, le chlore n'est pas suffisamment puissant pour éliminer complètement certains microorganismes très résistants comme les virus et les protozoaires. Afin de pallier ces carences, on utilise le dioxyde de chlore ou l'ozone. Ces désinfectants, beaucoup plus puissants que le chlore, ont toutefois l'inconvénient d'être instables.

I.4.1.3 Facteurs fondamentaux de la désinfection

Le taux de destruction des microorganismes par un désinfectant est fonction de plusieurs variables : puissance du désinfectant, concentration de désinfectant, temps de contact, nombre de microorganismes à éliminer, type de microorganismes, température de l'eau, pH de l'eau et concentration de matières organiques dans l'eau. Il n'existe actuellement aucune loi mathématique connue qui permette de calculer le taux de destruction des microorganismes en fonction de ces variables. Cependant, sur la base de mesures effectuées en laboratoire, on peut énoncer certaines règles particulières.

I.4.1.4 Désinfectants

La désinfection de l'eau peut être réalisée à partir de plusieurs désinfectants. Les plus utilisés sont :

- a) Le chlore, Cl_2

- b) L'hypochlorite de sodium, $NaOCl$
- c) Le dioxyde de chlore, ClO_2
- d) Les chloramines, NH_2Cl
- e) Peroxyde d'hydrogène, H_2O_2
- f) Ionisation cuivre/argent
- g) Autres désinfectants incluant l'ozone et les UV

I.4.1.4.1 Le Chlore

a) Usage du chlore

Le chlore est l'un des désinfectants les plus utilisés. Il est facilement applicable et très efficace contre la désactivation des microorganismes pathogènes. Le chlore peut être facilement appliqué, mesuré et contrôlé. Il est assez persistant et relativement bon marché.

Le chlore a été utilisé pour des applications telles que la désactivation des organismes pathogènes dans l'eau destinée à la consommation, dans les piscines, et dans les eaux usées, pour la désinfection dans le ménage des maisons ou pour le blanchissement des textiles.

Le chlore tue les organismes pathogènes tels que les bactéries et les virus en cassant les liaisons chimiques de leurs molécules. Les désinfectants qui sont utilisés à cette fin sont des composés de chlore qui peuvent échanger des atomes avec d'autres composés, tels que des enzymes dans les bactéries et autres cellules. Lorsque l'enzyme vient en contact avec le chlore, un ou plusieurs atomes d'hydrogène de la molécule sont remplacés par le chlore.

Ceci va modifier la structure entière de la molécule et dans la plupart des cas provoquer sa dissociation ou sa désactivation. Lorsque les enzymes ne fonctionnent pas correctement, la cellule ou la bactérie mourra.

b) Dosage de chlore

Quand on dose le chlore on doit prendre en compte le fait que le chlore réagit avec des composés dans l'eau. La dose doit être assez importante pour qu'une quantité significative de chlore reste dans l'eau et permette la désinfection. La demande en chlore est déterminée par la quantité de matière organique dans l'eau, du pH, le temps de contact et la température. Le chlore réagit avec la matière organique pour donner des sous-produits de désinfection, tels que les trihalométhanes et les acides acétiques halogénés.

Le chlore peut être ajouté pour la désinfection de différentes manières. Quand une chloration ordinaire est appliquée, le chlore est simplement ajouté à l'eau et aucun

traitement antérieur n'est nécessaire.

Une pré ou une post chloration peuvent être effectuées en ajoutant du chlore à l'eau avant ou après d'autres étapes de traitement. Rechloration signifie l'addition de chlore à l'eau traitée dans un ou plusieurs points du système de distribution afin de préserver la désinfection.

Pour tuer des bactéries peu de chlore est nécessaire; environ 0.2-0.4 mg/l. Les concentrations en chlore ajoutées à l'eau sont habituellement plus hautes, en raison de la demande en chlore de l'eau.



Figure I.4.3 : Système de dosage de chlore

e) Efficacité du chlore?

Les facteurs qui déterminent l'efficacité de la désinfection au chlore sont les suivants : concentrations en chlore, temps de contact, température, pH, nombre et types de micro-organismes, concentrations en matière organique dans l'eau.

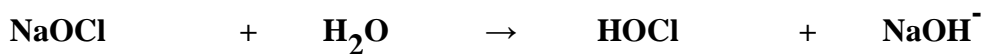
Tableau I.4.1 : temps de désinfection pour différents types de micro-organismes pathogènes avec de l'eau chloré, celle-ci contenant une concentration en chlore de 1 mg/l (1 ppm) alors que pH = 7.5 et T=25°C

E. coli bacterium	< 1 minute
Hepatitis A virus	environ 16 minutes
Giardia parasite	environ 45 minutes
Cryptosporidium	environ 9600 minutes (6-7 jours)

I.4.1.4.2 Hypochlorite de sodium $NaOCl$

L'hypochlorite de sodium est un composé qui peut être utilisé efficacement dans le cadre de la purification de l'eau. Il est utilisé pour de nombreuses applications telles que la purification de surface, le blanchiment, l'élimination d'odeurs et la désinfection de l'eau. La compagnie Javel introduisit ce produit et le baptisa 'liqueur de Javel'.

En additionnant de l'hypochlorite à l'eau, de l'acide hypochlorite ($HOCl$) est formé:



L'acide hypochlorite est divisé en acide chlorhydrique et en oxygène.

L'atome d'oxygène est un oxydant très puissant. L'hypochlorite de sodium est efficace contre les bactéries, les virus et les champignons. L'hypochlorite de sodium désinfecte de la même manière que le chlore le fait.

a) *Avantages*

L'hypochlorite de sodium comme désinfectant a les avantages suivants:

- Il peut être facilement transporté et stocké lorsqu'il est produit sur site son dosage est simple.
- Le transport et le dosage de l'hypochlorite de sodium est sur l'hypochlorite de sodium est aussi efficace que le chlore gazeux pour la désinfection.
- L'hypochlorite de sodium produit des désinfectants résiduels.

b) *Désavantages*

- L'hypochlorite de sodium est une substance dangereuse et corrosive.
- Lorsque l'on travaille avec de l'hypochlorite de sodium des mesures de sécurité doivent être prises pour protéger les travailleurs et leur environnement.
- L'hypochlorite de sodium ne devrait pas rester en contact avec l'air, car cela peut provoquer sa désintégration.
- L'hypochlorite de sodium et le chlore ne désactivent pas les *Giardia Lambia* et *Cryptosporidium*.

I.4.1.4.3 Dioxyde de chlore

Le traitement de l'eau potable est la principale application de désinfection du dioxyde de chlore. Grâce à ses facultés de biocide, le dioxyde de chlore est aussi utilisé dans la désinfection des eaux d'égouts, les procédés industriels de traitement de l'eau, la désinfection

de l'eau des tours de refroidissement, le traitement de l'air industriel, production et traitement de produits alimentaires, l'oxydation des rejets industriels et la stérilisation de gaz d'équipement médical.

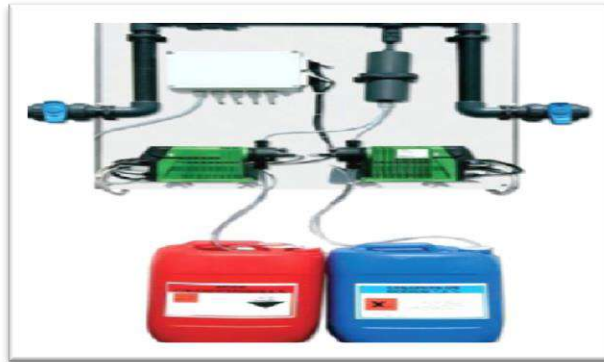


Figure I.4.4 : Installation de dosage de dioxyde de chlore

Les substances organiques naturelles des cellules des bactéries réagissent avec le dioxyde de chlore entraînant l'interruption de plusieurs processus cellulaires. Le dioxyde de chlore réagit directement avec les acides aminés et l'ARN des cellules. Le dioxyde de chlore affecte la membrane des cellules en changeant les protéines et les corps gras de membrane et en empêchant l'inhalation.

Lorsqu'on élimine les bactéries, le dioxyde de chlore pénètre dans la paroi des cellules. Les virus sont éliminés de différentes manières; le dioxyde de chlore réagit avec la peptone, une substance hydrosoluble qui provient de l'hydrolyse des protéines aux acides aminés. Le dioxyde de chlore tue les virus en empêchant la formation des protéines. Le dioxyde de chlore est plus efficace contre les virus que le chlore ou l'ozone.

Pour le traitement de l'eau potable, le dioxyde de chlore peut être utilisé à la fois comme désinfectant et comme agent d'oxydation. Il peut être utilisé pour les étapes de pré-oxydation et de post-oxydation. En ajoutant du dioxyde de chlore dans l'étape de pré-oxydation du traitement des eaux de surface, le développement des algues et des bactéries peut être évité. Le dioxyde de chlore oxyde les particules flottantes et a un effet bénéfique sur le procédé de coagulation et l'élimination de la turbidité de l'eau.



Figure I.4.5 : Installations au dioxyde de chlore dans le traitement de l'eau

Le dioxyde de chlore est un puissant désinfectant contre les bactéries et les virus. Dans l'eau, le dioxyde de chlore est actif en tant que biocide pour au moins 48 heures.

Le dioxyde de chlore empêche la croissance des bactéries dans le réseau de distribution de l'eau potable. C'est aussi un agent actif contre la formation de bio film dans le réseau de distribution. Un bio film est souvent très dure à défaire. Il forme une couche protectrice sur les microorganismes pathogènes. La plupart des désinfectants ne peuvent atteindre les microorganismes protégés.

Cependant, le dioxyde de chlore élimine les bio films et tue les microorganismes pathogènes. Le dioxyde de chlore empêche aussi la formation de bio film parce qu'il reste actif dans le système pendant un long moment.

I.4.1.4.4 Les chloramines NH_2Cl

Les chloramines sont formées lors d'une réaction entre le dichlore (Cl_2) et l'ammoniac (NH_3). Ce sont des amines qui contiennent au moins un atome de chlore, qui est directement lié à un atome d'azote (N). Lorsque les chloramines sont utilisées comme désinfectant, l'ammoniac est ajouté au chlore pour traiter l'eau.

Les chloramines sont aussi efficaces que le chlore pour la partie qui concerne la désactivation de bactéries ou autres microorganismes, cependant le mécanisme de réaction est plus lent.

Les chloramines comme le chlore sont des agents oxydants. Les chloramines peuvent tuer les bactéries par pénétration de la cellule et blocage du métabolisme. Les chloramines primaires sont les plus efficaces en tant que désinfectant. Elles réagissent directement avec les aminoacides présents dans l'ADN. Pendant la désactivation des microorganismes, les chloramines détruisent les cellules qui protègent les virus. Lorsque la valeur du pH est supérieure ou égale 7, les chloramines primaires sont les chloramines présents en majorité.

La valeur du pH n'influence pas l'efficacité des chloramines.

Les chloramines restent actives plus longtemps dans les canalisations.

Cela provient du fait qu'il faut un long moment avant de pouvoir les casser.

Les chloramines ne provoquent pas de goûts ou d'odeurs désagréables et sont relativement inoffensifs.

- **Les avantages**

- Peu de sous-produits créés par la désinfection
- Les chloramines restent actives pendant de longues périodes
- Les chloramines améliorent le goût et l'odeur de l'eau
- La désinfection par les chloramines peut être améliorée en augmentant la température.

- **Les désavantages**

- Lorsque des grandes quantités de matières organiques sont présentes dans l'eau, l'azote organique permet la formation de chloramines organiques.
- Le principal désavantage des chloramines est qu'ils sont moins réactifs que le chlore pour l'élimination des microorganismes pathogènes.
- Des quantités importantes d'ammoniac servent de nutriments pour les bactéries dans l'eau, ce qui peut causer des niveaux en nitrate trop importants dans l'eau.
- Lorsque les chloramines sont éliminées chimiquement, de l'ammoniac peut persister dans certains cas, et ainsi provoquer la corrosion.

I.4.1.4.5 Peroxyde d'hydrogène H₂O₂

Le peroxyde d'hydrogène est un composé polyvalent, il peut être utilisé pour beaucoup d'applications. Il peut aussi bien être utilisé pour l'air que pour l'eau, l'eau usée ou le sol. Il est parfois combiné avec d'autres agents, pour améliorer et accélérer les procédés. Le peroxyde d'hydrogène est plus communément utilisé pour éliminer les polluants de l'eau et de l'air.

Il est connu pour son importante capacité d'oxydation et son efficacité en tant que biocide. Le peroxyde d'hydrogène n'a pas souvent été utilisé pour la désinfection de l'eau destinée à la consommation, mais sa popularité semble croître.

Il est souvent combiné à un traitement par l'ozone, l'argent, ou les UV.

La plupart des gens connaissent le peroxyde d'hydrogène en tant que composé utilisé pour le blanchissement des cheveux.

- **Avantages**

Contrairement aux autres substances chimiques, le peroxyde d'hydrogène ne produit pas de résidus ou de gaz. La sûreté de son application dépend de la concentration mise en jeu, car le peroxyde d'hydrogène est complètement soluble dans l'eau.

- **Désavantages**

- Pour des désinfections au peroxyde d'hydrogène, des concentrations très importantes sont requises.
- Le peroxyde d'hydrogène se décompose lentement en eau et en oxygène. Une élévation de la température et la présence de pollution peuvent accélérer le procédé.
- L'efficacité du peroxyde d'hydrogène dépend de plusieurs facteurs, tels que le pH, les catalyseurs, la température, la concentration en peroxyde et le temps de réaction.

I.4.1.4.6 L'ionisation cuivre-argent

Les ions de cuivre électriquement chargés (Cu^{2+}) dans l'eau cherchent des particules de polarité opposée, telles que les bactéries, les virus et les mycètes. Les ions cuivre chargés positivement forment des composés électrostatiques avec les membranes des cellules des microorganismes chargées négativement. Ces composés modifient la perméabilité des membranes des cellules et font échouer la prise nutritive des cellules. Les ions cuivre pénètrent à l'intérieur des membranes des cellules et permettent la création d'une entrée pour les ions argent (Ag^+). Ceux-ci pénètrent le noyau du microorganisme.

Les ions argent s'assimilent à différentes parties de la cellule, telles que l'ADN et l'ARN, les protéines cellulaires et les enzymes respiratoires, provoquant l'immobilisation de tous les systèmes de vie des cellules. Cela provoque en effet l'arrêt de la croissance et de la division des cellules, causant donc l'arrêt de la multiplication des bactéries et éventuellement leur mort. Les ions restent actifs jusqu'à ce qu'ils soient absorbés par un microorganisme.

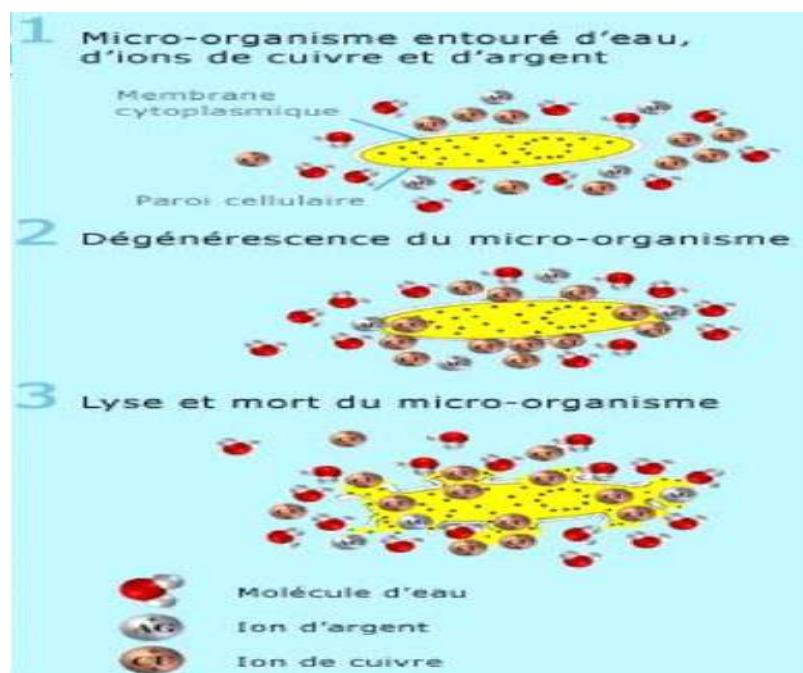


Figure I.4.6 : Production des ions cuivre-argent

L'ionisation cuivre-argent est provoqué par électrolyse. Un courant électrique est créé à travers le système cuivre argent, provoquant la formation d'ions chargés positivement de cuivre et d'argent.

Pendant l'ionisation, l'atome devient cation ou anion. Lorsqu'une ionisation cuivre-argent est appliquée, des ions positivement chargés de cuivre (Cu^+ et Cu^{2+}) et d'argent (Ag^+) sont formés.

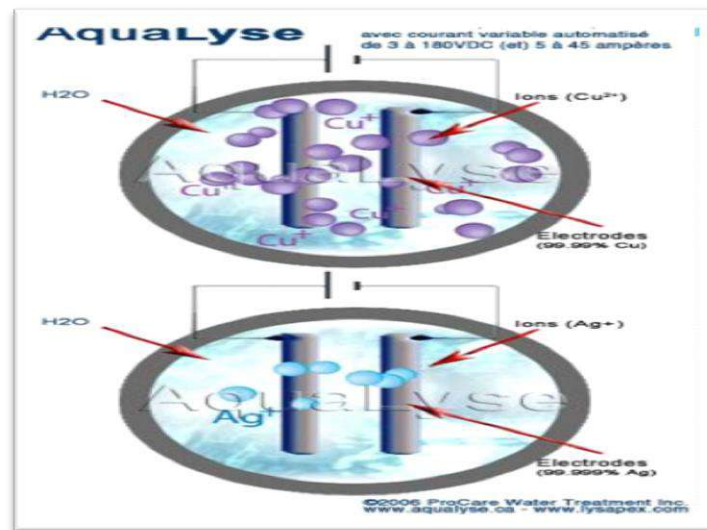


Figure I.4.7 : ionisation cuivre-argent

Les électrodes sont placées de manière à ce qu'elles soient proche l'une de l'autre. Le flux d'eau à désinfecter passe par ces électrodes.

Un courant électrique est créé, provoquant la perte progressive d'un électron des atomes externes de l'électrode et ceux-ci devenant positivement chargé. La plus grande partie des ions s'éloignent à travers l'eau, avant de retrouver l'électrode opposée. Généralement, la quantité d'ions argent pour une quantité de cuivre oscillent entre 0.15 et 0.4 ppm est environ entre 5 et 50 ppm.

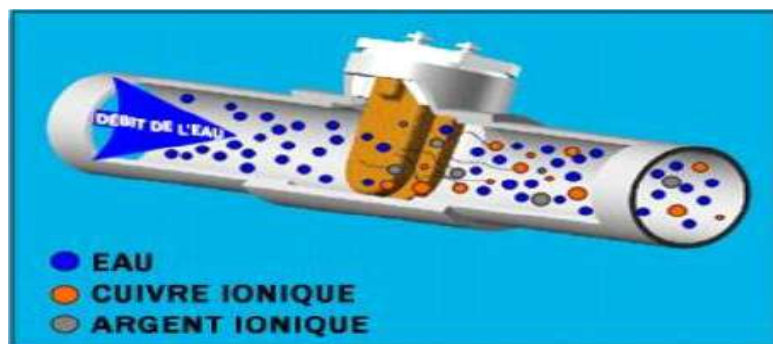


Figure I.4.8 : Electrolyse de l'ionisation cuivre-argent

La concentration en ions est déterminée par le débit d'eau. Le nombre d'ions libérés augmente lorsque la charge électrique est plus importante.

Lorsque les ions cuivres (Cu^+) sont dissous dans l'eau, ils sont immédiatement oxydés pour former des ions Cu^{2+} . Le cuivre peut être trouvé dans l'eau sous forme libre. Il est communément lié aux particules d'eau. Les ions de cuivre (Cu^+) sont instables dans l'eau, à moins qu'un ligand stabilisant soit présent.



Figure I.4.9 : Chambre ionique anti-légionelles en acier inoxydable

A. Avantages

L'ionisation cuivre-argent désactive effectivement les bactéries *Legionella* et le biofilm et améliore la qualité de l'eau. Elle a un plus large effet résiduel que la plupart des autres désinfectants. Les ions cuivre et argent restent dans l'eau pendant une longue période. En raison de leur efficacité locale, l'effet est plus large que celui des UV.

L'efficacité de ce système ne dépend pas de la température. Lorsque le système cuivre-argent est utilisé, la maintenance du système d'eau devient moins importante. Le cuivre-argent n'est pas corrosif. En raison d'une baisse de l'utilisation de produits chimiques, les vannes et les pompes ne sont pas affectées.

B. Désavantages

L'efficacité du système cuivre-argent dépend de la valeur du pH de l'eau. Pour une valeur de pH de 9, seulement un dixième des bactéries *Legionella* sont éliminés. Lorsque la concentration en solides dissous est élevée, l'argent a de fortes chances de précipiter. Cela signifie que les ions argent ne sont alors plus efficaces pour la désinfection.

Les ions argent réagissent aisément avec les chlorures et les nitrates qui sont présents dans l'eau, et sont donc désactivés.

Certaines espèces de microorganismes peuvent devenir résistantes aux ions argent.

Pour tuer efficacement les microorganismes pathogènes, les ions cuivre et argent devraient être présents dans la totalité du système de traitement de l'eau. Lorsque le système utilisé est

petit et que le débit est assez lent, ou lorsque il y a des points morts dans le système, cela peut poser des problèmes pour la désinfection.

I.4.1.4.7 Désinfection par l'ozone O₃

L'ozone est un gaz instable composé de molécules d'oxygène triatomique. Puisque l'ozone se décompose rapidement en oxygène, on doit le produire immédiatement avant son utilisation, grâce à l'émission d'un effluve électrique sous haute tension dans une atmosphère contenant de l'air sec. Dans la production de l'ozone, les coûts imputables à l'énergie électrique utilisée et à l'entretien sont très importants.

Le pouvoir désinfectant de l'ozone est de 10 à 100 fois supérieur à celui du chlore, et ce pour tous les types de microorganismes. Il est même efficace contre les spores et les kystes, qui sont pourtant les microorganismes les plus résistants.

Étant donné le faible nombre d'études effectuées à ce sujet, on connaît mal le comportement de l'ozone en fonction des variations du pH de l'eau. Il semble cependant que le pouvoir désinfectant de l'ozone ne soit pas affecté dans la plage de pH située entre 6 et 8.5. On ne connaît pas davantage l'influence de la température sur le pouvoir désinfectant de l'ozone. Néanmoins, on sait que, à des températures élevées, l'ozone est moins stable et que le transfert de l'ozone à l'eau est plus difficile, puisque sa solubilité dans l'eau est réduite.



Figure I.4.10 : Générateur d'ozone

La quantité d'ozone qu'on doit ajouter à l'eau pour obtenir une bonne désinfection varie d'une eau à l'autre en fonction de la demande d'ozone due aux matières organiques et inorganiques oxydées par l'ozone. Tout comme pour le chlore, on suggère donc de maintenir une certaine concentration résiduelle après un temps de contact déterminé.

Ainsi, à l'usine de traitement des eaux *Charles-J. Des Bailleurs*, à Montréal, on maintient une concentration résiduelle d'ozone de 0,4 mg/l après un temps de contact de 5 à 8 min.



Figure I.4.11 : Générateurs d'ozone de l'usine de traitement des eaux Charles-J. Des Bailleurs

I.4.1.4.8 Désinfection par rayonnement Ultra-violet

Durant les 100 dernières années, la science a pu identifier les effets bactéricides du rayonnement UV du spectre électromagnétique.

Les longueurs d'ondes spécifiques responsables de ces effets sont celles situées entre 240 et 280 nm, avec un pic à 253.7 nm. Ces longueurs d'onde sont situées dans le domaine des UV-C.

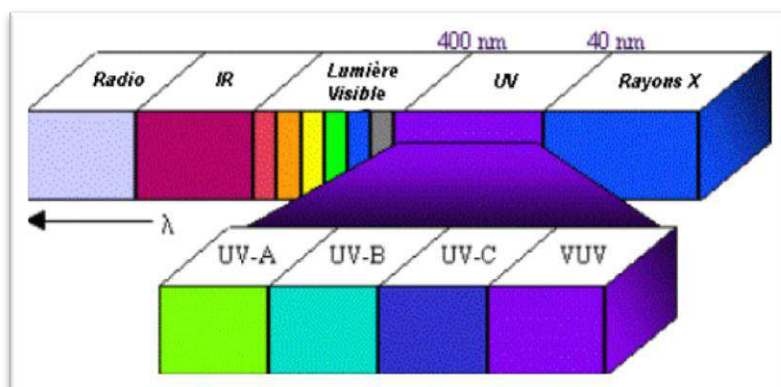


Figure I.4.12 : Localisation des UV-C dans le spectre électromagnétique.

a) Effet du rayonnement UV

Lorsqu'un micro-organisme est exposé à un rayonnement UV-C, le noyau de la cellule est atteint, et la duplication de l'ADN est stoppée. Les rayonnements UV ont un effet sur l'ADN, l'acide nucléique et les enzymes. Les organismes pathogènes sont donc inactivés ou détruits.

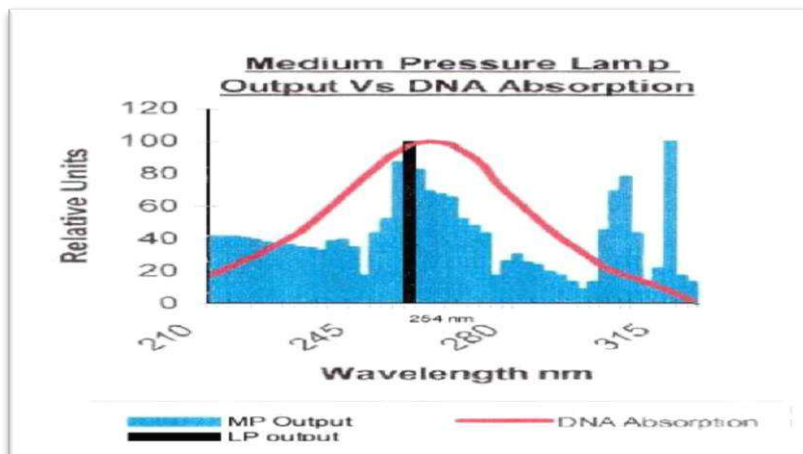


Figure I.4.13 : Distribution des longueurs d'ondes émises par des lampes basse pression (noir) et moyenne pression (bleu). La courbe rouge représente le spectre d'absorption de l'ADN.

b) Production d'UV-C

Les sources d'UV-C sont typiquement des tubes de type néon, contenant du quartz et de la silice, d'un diamètre allant de 15 à 25 mm pour une longueur de 100 à 1200 mm. Ce tube est rempli d'un gaz chargé de vapeur de mercure.

Les lampes basses pression sont seulement capables de produire 2 raies, à 185 et 254 nm. Une augmentation de la tension d'alimentation provoque rapidement un échauffement de la lampe; entraînant ainsi une augmentation de la pression dans la lampe. On obtient ainsi un spectre typique moyenne pression.

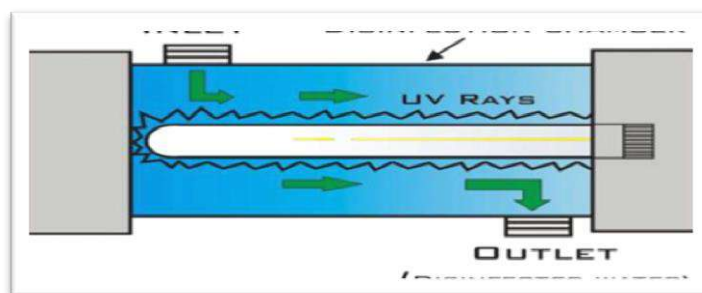


Figure I.4.14: tube de néon

c) Dose d'exposition

La dose d'exposition s'exprime par le produit de l'intensité du rayonnement (énergie par unité de surface) par le temps d'exposition soit :

$$\text{Dose} = I * T$$

Avec :

I : l'intensité du rayonnement

T : le temps d'exposition

L'unité couramment utilisée est le mJ/cm^2 , équivalent à 1000 micro watt seconde/ cm^2 .

d) Relation dose d'exposition/ effets destructifs

La relation entre la dose d'exposition et l'effet destructif sur un type de micro-organisme visé est donnée par la formule suivante :

$$N/N_0 = e^{-KD}$$

Où :

N= Nombre de micro-organismes après traitement

N_0 = Nombre initial de micro-organismes visés

K = Constante associée au type de micro-organisme

D = Dose

La relation ci-dessus indique donc que doubler la dose d'exposition multiplie l'effet destructif par 10. Pour augmenter l'effet destructif de 90 à 99%, il faut donc doubler la dose. Pour passer à 99,9% il faudra la tripler, etc.



Figure I.4.15 : Fonctionnement d'un désinfecteur UV

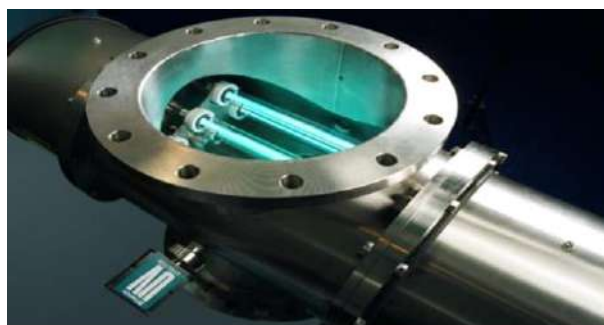


Figure I.4.16 : Fonctionnement d'un désinfecteur UV



Figure I.4.17: Désinfection par rayonnement Ultra-violet, pour consommation domestique



Figure I.4.18 : Système de désinfection par rayon UV , installé dans une usine de traitement de l'eau en Allemagne. Chacune des quatre chambres désinfecte jusqu'à 1060 m³/h



Figure I.4.19 : Installation de traitement UV de Trojan Technologies Europe pour la ville de Rotterdam . Les 24 réacteurs (2 x12) UV Swift peuvent traiter 16'000 m³/h.



Figure I.4.20 : Installation de désinfection par UV



Figure I.4.21 : Installation de désinfection par UV

I.4.2 L'adsorption et l'échange d'ion

I.4.2.1 L'adsorption

L'adsorption est un phénomène physique de fixation de molécules sur la surface d'un solide.

Ce phénomène est utilisé pour "récupérer" des molécules indésirables de fluide (liquides ou gazeuses) dispersées dans un solvant.

- **L'adsorption est favorisée**
 - pour l'adsorbant, par une faible granulométrie (la taille des grains doit être proche de la taille moléculaire), donc une grande surface spécifique (la surface accessible aux solutés doit être maximale),
 - pour l'adsorbé, une masse moléculaire élevée.

Le principal adsorbant utilisé en pratique est le charbon actif, obtenu à partir de matières organiques (bois, tourbe) carbonisées, puis activées (on dégage les cavités remplies de goudron lors de la carbonisation). Le charbon actif peut être obtenu soit sous forme de poudre (on obtient des pores de quelques μm de dimension), soit sous forme de grain. Le charbon actif peut être régénéré (par désorption) selon trois procédés (à la vapeur, thermique,

chimique). Le charbon actif utilisé possède une grande surface d'adsorption d'environ 900m²/g. L'adsorption est essentiellement utilisée pour le traitement de l'eau et de l'air.

Pour le traitement de l'eau, on utilise en général du charbon actif en grains, en raison des possibilités de réactivation. L'adsorption sur charbon actif est destinée à traiter des matières organiques réfractaires, ne se trouvant pas en quantité trop importante, car cela saturerait trop rapidement les surfaces adsorbantes et nécessiterait une régénération coûteuse et fréquente.

L'adsorption sur charbon actif intervient au niveau tertiaire dans les chaînes de traitement des eaux (pour l'affinage), ou pour extraire des métaux lourds d'eaux résiduaires industrielles.

- **Description du processus**

L'eau est pompée dans une colonne qui contient du charbon actif, cette eau quitte la colonne à travers un système drainant. L'activité de la colonne de charbon actif dépend de la température et de la nature des substances. L'eau passe à travers la colonne continuellement, ce qui entraîne une accumulation des substances sur le filtre. Pour cette raison, le filtre a besoin d'être remplacé périodiquement. Un filtre utilisé peut être régénéré de différentes façons, le charbon granulaire peut être régénéré facilement en oxydant la matière organique. L'efficacité du charbon actif diminue alors de 5 à 10%. Une petite partie du charbon actif est détruite pendant le processus de régénération et doit être remplacée. Si vous travaillez avec différentes colonnes en série, vous pouvez vous assurer que vous n'aurez pas un épuisement total de votre système de purification.

Comment l'adsorption a-t-elle lieu ?

Il s'agit d'un transfert d'une phase liquide contenant l'adsorbat vers une phase solide avec rétention des solutés à la surface du charbon actif appelé adsorbant. L'adsorption peut être décomposée en quatre étapes :

Etape 1	Transfert de la particule	Très rapide
Etape 2	Déplacement de l'eau liée jusqu'à être en contact du charbon	Rapide
Etape 3	Diffusion à l'intérieur du charbon sous l'influence du gradient de concentration.	Lente
Etape 4	Adsorption dans une micropore	Très rapide

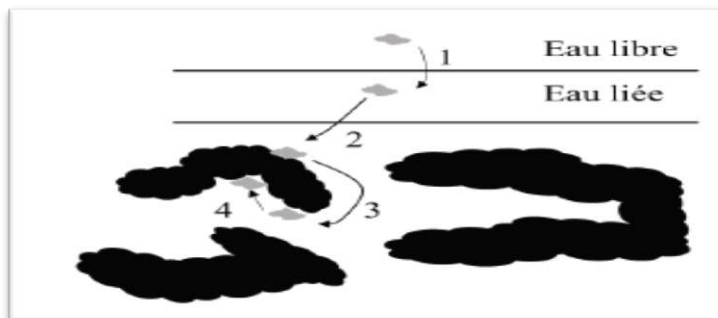


Figure I.4.22 : Les étapes de l'adsorption

Le niveau d'activité de l'adsorption est basé sur la concentration de la substance dans l'eau, la température et la polarité de la substance. Une substance polaire (soluble dans l'eau) ne peut pas ou est très mal supprimée par le charbon actif, alors qu'une substance non polaire peut être totalement supprimée par le charbon actif. L'adsorption est moins efficace contre les solvants polaires et les composés chlorés avec une faible charge moléculaire. L'adsorption des composés ionisés est faible.

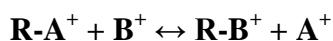
Normalement, il est préconisé de prévoir une unité de désinfection UV après une colonne de charbon actif.

I.4.2.2 Echange d'ions

1) Principe

L'échange d'ions est un procédé dans lequel les ions d'une certaine charge contenus dans une solution (ex : cations) sont éliminés de cette solution par adsorption sur un matériau solide (l'échangeur d'ions), pour être remplacés par une quantité équivalente d'autres ions de même charge émis par le solide. Les ions de charge opposée ne sont pas affectés.

Les réactions d'échange d'ions sont réversibles et sélectives : avec R le squelette de la résine



Les réactions d'échange d'ions sont régies par la loi des équilibres chimiques c'est à dire qu'elles se déroulent jusqu'à ce que les concentrations des divers ions atteignent certaines proportions précises.

2) Le cycle de traitement

Le cycle complet se déroule en 4 phases :

- la saturation ou production : La solution passe à travers le lit de la résine jusqu'à saturer cette dernière. Au point de percement ou lorsque la valeur limite de la fuite est atteinte, on arrête la phase de production.

- le soulèvement : Cette phase permet d'éliminer les particules qui ont pu se déposer à la surface du lit à l'aide d'un courant d'eau ascendant.
- la régénération : Elle se fait par introduction de la solution régénérante par percolation (ascendante dans le cas d'un contre-courant ; descendante dans le cas d'un co-courant). Les colonnes peuvent être utilisées pour des régénérations soit à co-courant soit à contre-courant. Dans le cas d'une régénération à co-courant, la solution régénérante est mise du même côté que la solution à traiter. Cette technique est la moins chère des deux en terme d'investissement initial.

Mais la technique à contre-courant utilise plus efficacement les produits chimiques régénérants, de plus les fuites sont plus importantes avec une technique à co-courant.

- le rinçage : Pendant cette phase, on déplace le régénérant à l'eau, à faible débit, jusqu'à ce que la résine ne contienne plus que de faibles traces de régénérant : phase de rinçage lent. Puis il y a une étape de rinçage rapide à débit plus élevé de façon à éliminer les dernières traces de régénérant.

Lorsque la résine est épuisée ou saturée, la capacité d'échange de la résine est alors nulle. Il convient de remettre l'échangeur d'ions sous forme ionique originelle afin qu'il puisse être réutilisé pour un nouveau cycle : c'est la séquence de régénération. Cette dernière consiste à faire rétrocéder les réactions d'équilibre chimique en apportant une concentration très importante de l'ion qui sera échangé au cycle suivant (Na^+ , OH^- , H^+ , Cl^-). On utilise pour ce faire un produit chimique porteur de cet ion. Il est appelé régénérant ou réactif de régénération (le chlorure de sodium pour Na^+ et Cl^- , un acide minéral pour H^+ , la soude caustique pour OH^-).

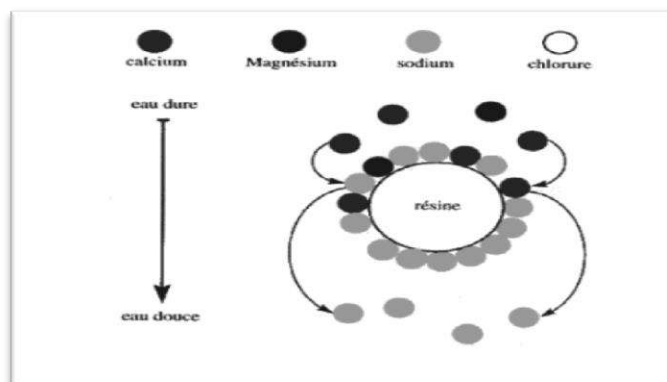


Figure I.4.23 : Principe de procédé d'échange d'ion

Remarque :

- La capacité d'échange (en équivalent par litre) est la caractéristique la plus importante d'un échangeur d'ions. Elle correspond au pouvoir de rétention des ions jusqu'à la saturation. Elle dépend du type d'échangeur (pour les échangeurs d'ions fortement acides ou fortement basiques :

du taux de régénération, de la composition de l'eau à traiter, de la vitesse de filtration...).

- La régénération

- échangeurs cationiques : à l'aide d'un acide minéral tels que l'acide chlorhydrique ou l'acide sulfurique.

- échangeurs anioniques : généralement à l'aide de la soude.

I.4.3 La défférisation –démanganésation

I.4.3.1 La défférisation

Dans les eaux de surface, le fer se trouve généralement sous forme ferrique et précipitée, souvent associé aux MES. On le rencontre également sous forme ferreuse dans les couches profondes de certaines réserves d'eau en l'absence d'oxygène, ou dans les eaux souterraines. Le fer réduit (Fe^{2+}) est alors dissous et souvent complexé.

a) Déferrisation physicochimique

Cette technique, avec oxydation à l'air et filtration, a longtemps été la plus couramment utilisée, en particulier pour les eaux de forage. Éventuellement, on peut y ajouter un certain nombre de traitements supplémentaires tels que : correction de pH, oxydation chimique, décantation... Il est toujours utile d'aérer une eau d'origine profonde dépourvue d'oxygène, même si on utilise également un oxydant chimique. Cette aération est nécessaire si l'eau contient du H_2S .

L'ozone est l'oxydant chimique de choix qui permet une bonne oxydation du fer. Au cas où l'eau contient une forte proportion de MO ou de manganèse, il faut déterminer avec soin la dose à introduire.

b) Élimination biologique du fer

De nombreuses bactéries sont susceptibles d'oxyder biologiquement le fer, en le fixant à l'intérieur ou à l'extérieur de leurs gaines. Ces bactéries sont susceptibles de se développer dans des conditions où l'oxydation physico-chimique du fer n'est pas possible, par exemple lorsque la concentration en oxygène dissous 0,2 à 0,5 $g.m^{-3}$, ou le pH = 6,3. En réalité, la limite de séparation entre les domaines de la déferrisation physicochimique et biologique est

peu nette. C'est la raison pour laquelle il est souvent utile de procéder à un essai pilote pour déterminer les conditions optimales de fonctionnement.

- **Avantages de la déferrisation biologique**

On peut les résumer de la façon suivante

- **oxydation rapide** : tour d'oxydation inutile. Une injection d'air sous pression en ligne suffit souvent, - réactifs normalement inutiles : correction de pH, floculant,
- **capacité de rétention importante** : le fer est retenu sous forme très compacte. Il en résulte une capacité de rétention du filtre environ 5 fois plus importante que dans le cas de la déferrisation physico-chimique.
- **vitesse de filtration élevée** : grâce à la solidité du floc biologique, tout en conservant des durées de cycle de filtration importantes. Ces vitesses peuvent aller, dans certains cas, jusqu'à 40 m.h^{-1} , voire 50 m.h^{-1} ,
- **lavage économique** : le pourcentage d'eau de lavage est environ cinq fois plus faible que dans le cas de la déferrisation physico-chimique et, dans certains cas, il est possible de laver les filtres à l'eau brute. Il est par contre recommandé de ne pas laver les filtres à l'eau traitée chlorée, ce qui pourrait détruire partiellement la population de bactéries déferrisantes,
- **traitement des boues facilité** : boues compactes.

I.4.3.2 La démanganésation

Dans les eaux naturelles, le manganèse est généralement présent sous forme soluble ionisée Mn^{2+} et MnOH^+ . Il peut former des complexes avec les bicarbonates, les sulfates et silicates présents en même temps, ainsi qu'avec certaines MO. Le manganèse est souvent présent dans les eaux naturelles en association avec le fer et l'ammonium. Mais il existe aussi des cas où le manganèse est présent seul.

a) Élimination physico-chimique du manganèse

Elle se fait par diverses méthodes comme :

- Oxydation par l'oxygène
- Oxydation par le dioxyde de chlore
- Oxydation par le permanganate de potassium
- Oxydation par l'ozone

b) Élimination biologique du manganèse.

De nombreuses bactéries permettent, en milieu aérobie, une oxydation biologique du manganèse.

I.4.4 La décarbonatation

I.4.4.1 Adoucissement par décarbonatation à la chaux

Lorsque le TH (titre hydrométrique) de l'eau est élevé et qu'il s'accompagne d'un TAC (titre alcalimétrique complet) important, on peut adoucir l'eau par décarbonatation à la chaux.

Cette décarbonatation peut être faite

- de façon catalytique s'il n'est pas nécessaire d'effectuer de clarification conjointe et si la teneur en magnésium est faible,
- par décantation dans les autres cas.

Le réactif de clarification à mettre en oeuvre est le chlorure ferrique. Le sulfate d'aluminium conduirait, au pH où s'effectue le traitement, à une solubilisation de l'aluminium qui risquerait de refloculer par la suite.

Pour les traitements d'eau potable, on est conduit :

- soit à ne décarbonater totalement qu'une partie du débit et à la mélanger au reliquat qui éventuellement doit aussi être clarifié,
- soit à décarbonater partiellement l'eau en même temps qu'on la clarifie. On constate alors que ceci nécessite d'adopter des vitesses de décantation d'autant plus faibles que la décarbonatation est moins poussée. De plus le pH peut être trop élevé et il faut alors le corriger.

Dans le cas des eaux de dureté permanente élevée, on peut conjuguer une décarbonatation à la chaux et un adoucissement au carbonate de sodium qui permet, après avoir atteint le TAC minimal, de précipiter le calcium lié aux sulfates et chlorures et de continuer ainsi l'adoucissement. Pour que l'eau soit agréable à boire, il faut lui redonner un certain TAC par mélange avec une fraction d'eau non décarbonatée.

I.4.4.2 Adoucissement sur résine

Il est indispensable de se référer à la réglementation du pays considéré pour vérifier quelles résines sont utilisables à cet effet. Les résines cationiques échangent leurs ions Na^+ contre les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} de l'eau. Le TAC ainsi que les teneurs en SO_4^{2-} et Cl^- ne sont pas modifiés.

L'eau ainsi obtenue a un TH nul : elle est corrosive et n'est pas agréable à boire ; il est nécessaire de maintenir un certain TH résiduel (8 à 15 °F) en n'adoucisant qu'une partie du débit qui est ensuite mélangée au débit restant.

L'intérêt de ce type d'adoucissement est qu'il ne conduit pas à la production de déchets solides et qu'il peut être effectué sous pression. Les forts débits peuvent aisément être traités par échangeurs d'ions à marche continue.

I.4.5 La défluoruration

Dans certaines eaux naturelles, on trouve jusqu'à 10 mg/l de fluor. On cherche à ramener cette dose aux environs de 1 mg/l (le taux admissible). Les procédés employés sont les suivants :

I.4.5.1 Utilisation du phosphate tricalcique

On a remarqué depuis longtemps l'affinité du fluor pour ce corps, puisqu'on trouve toujours des teneurs notables en fluor dans les phosphates naturels tels que les apatites, les phosphorites (2 à 5 %), de même que dans les os. On a envisagé l'utilisation :

- soit de produits naturels, tirés des os de bétail en particulier : cendre d'os (noir animal) ou poudre d'os,
- soit de l'apatite synthétique, que l'on peut fabriquer au sein de l'eau par un mélange soigneusement contrôlé de chaux et d'acide phosphorique.

I.4.5.2 Emploi de l'alumine

On peut utiliser le sulfate d'aluminium, mais la dose doit être alors très élevée 150 à 1000 g/m³ selon les cas. L'eau ainsi traitée peut contenir une forte dose d'aluminium dissous ; il faut en prévoir la refloculation lors de l'ajustement de pH.

La filtration sur alumine activée a déjà été pratiquée avec succès ; la régénération se fait par le sulfate d'aluminium, ou par la soude et l'acide sulfurique. La capacité de rétention peut être très variable, suivant la teneur initiale en fluor de l'eau brute et les conditions opératoires : 0,3 à 4,5 g d'ion F⁻ par litre de produit.

I.4.5.3 Adoucissement de l'eau à la chaux

Cette méthode peut être employée, à condition que l'eau présente une teneur suffisante en magnésium, car c'est la magnésie qui adsorbe le fluor. Dans le cas contraire, il faut enrichir fortement l'eau en magnésium par distribution de sulfate de magnésium ou par utilisation de chaux dolomitique.

On estime qu'il faut environ 50 mg.l⁻¹ de magnésium pour éliminer 1 mg.l⁻¹ de fluor.

I.4.5.4 Autres procédés

Si l'ion fluorure doit être éliminé en même temps qu'une minéralisation excessive de l'eau, l'osmose inverse peut représenter une solution spécifique de ce problème particulier. Il existe aussi des procédés électrochimiques à anode d'aluminium, dont on ne connaît toutefois pas encore d'application industrielle importante.

Dans tous les cas, il faut des essais préliminaires (si possible sur place) et une étude économique pour définir le traitement le mieux adapté.

En résumé, les techniques de défluoruration nécessitent soit une décantation, soit une filtration ; c'est surtout celle-ci qui a été mise en oeuvre dans les réalisations industrielles, le matériau filtrant le plus fréquent étant l'alumine activée.

Partie II : Epuration de l'eau

Chapitre 1 : Généralités sur les origines des eaux usées

II.1 Généralités sur les origines des eaux usées

II.1.1 Définition

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

II.1.2 Origine des eaux usées

On peut classer comme eaux usées, les eaux d'origine urbaines constituées par des eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux vannes chargées de fèces et d'urines ; toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole.

L'eau, ainsi collectée dans un réseau d'égout, apparaît comme un liquide trouble, généralement grisâtre, contenant des matières en suspension d'origine minérale et organique à des teneurs extrêmement variables. En plus des eaux de pluies, les eaux résiduaires urbaines sont principalement d'origine domestique mais peuvent contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle d'extrême diversité. Donc les eaux résiduaires urbaines (ERU) sont constituées par :

- Des eaux résiduaires ou eaux usées d'origine domestique, industrielle et/ou agricole
- Des eaux pluviales ou de ruissellement urbain.

II.1.2.1 Origine domestique

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

Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension. Elles se composent essentiellement par des eaux de vanne d'évacuation de toilette. Et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains.

Elles proviennent essentiellement :

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

II.1.2.2 Origine industrielle

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

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

Les eaux résiduaires d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée. Indépendamment de la charge de la pollution organique ou minérale, de leur caractère putrescible ou non, elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés.

II.1.2.3 Origine agricole

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

Il s'agit principalement :

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

Donc ces eaux sont l'issus :

- Des apports directs dus aux traitements des milieux aquatiques et semi-aquatiques tels que le désherbage des plans d'eau, des zones inondables (faucardage chimique) et des fossés, ainsi que la démoustication des plans

d'eau et des zones inondables (étangs et marais).

- Des apports indirects dus en particulier à l'entraînement par ruissellement, aux eaux de rinçage des appareils de traitement, aux résidus présents dans des emballages non correctement rincés ou détruits, aux eaux résiduares des usines de fabrication et de conditionnement.

II.1.3 Composition des eaux usées

La composition des eaux usées , est extrêmement variable en fonction de leur origine. Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux microorganismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les matières en suspension, les micro-organismes, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives

Tableau II.1.1: Composants majeurs typique d'eau usée domestique.

Constituants	Constituants Concentration (mg/l)		
	Fort	Moyen	Faible
Solides totaux	1200	700	350
Solides dissous (TDS)	850	500	250
Solides suspendus	350	200	100
Azote (en N)	85	40	20
Phosphore (en P)	20	10	6
Chlore 1	100	50	30
Alcalinité (en CaCO ₃)	200	100	50
Graisses	150	100	50
DBO ₅	300	200	100

II.1.3.1 Les matières en suspension

Les matières en suspension sont en majeure partie de nature biodégradable. La plus grande part des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées est transportée par les MES. Elles donnent également à l'eau une apparence trouble, un mauvais goût et une mauvaise odeur. Cependant, elles peuvent avoir un intérêt pour l'irrigation des cultures .

II.1.3.2 Les micropolluants organiques et non organiques

Les micropolluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées. La voie de contamination principale, dans le cas d'une réutilisation des eaux usées épurées, est l'ingestion. C'est la contamination par voie indirecte qui est généralement préoccupante. Ainsi, certains micropolluants, comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées. Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces polluants dans les organismes.

II.1.3.3 Éléments traces

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux ; les plus abondants (de l'ordre de quelques µg/l) sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb.

Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) Sont présents à l'état de traces.

Certains éléments traces, peu nombreux, sont reconnus nécessaires, en très faibles quantités, au développement des végétaux : le bore, le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre et le molybdène. L'irrigation, à partir d'eaux usées, va apporter ces éléments .

II.1.3.4 Les micropolluants organiques

Les micropolluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Ils proviennent de l'utilisation domestique de détergents, pesticides, solvants, et également des eaux pluviales : eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier, etc.

Ils peuvent aussi provenir de rejets industriels quand ceux-ci sont déversés dans les égouts ou même des traitements de désinfections des effluents par le chlore .

Les principales familles de la chimie organique de synthèse sont représentées :

Hydrocarbures polycycliques aromatiques, chlorophénols, phtalates, avec une concentration de l'ordre de 1 à 10 µg/l dans les effluents. Dans le sol, ces micropolluants restent liés à la matière organique ou adsorbés sur les particules du sol. Cependant, quelques composés ioniques (pesticides organochlorés, solvants chlorés) peuvent être entraînés en profondeur.

En raison de la faible solubilité de ces éléments organiques, on les retrouvera concentrés dans les boues et c'est surtout lors de l'épandage de ces dernières que leurs teneurs devront être contrôlées .

Les pesticides sont les éléments traces les plus surveillés, et une étude d'impact et de métabolisme est obligatoire avant leur mise sur le marché. Par contre, le danger représenté par tous les autres polluants organiques est encore mal apprécié actuellement. Les contrôles de routine ne permettent pas de repérer toutes les toxines .

II.1.3.5 Les substances nutritives

L'azote, le phosphore, le potassium, et les oligo-éléments, le zinc, le bore et le soufre, indispensables à la vie des végétaux, se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables par rapport aux besoins de la végétation, dans les eaux usées épurées ou non. D'une façon générale, une lame d'eau résiduaire de 100 mm peut apporter à l'hectare :

- de 16 à 62 kg d'azote,
- de 2 à 69 kg de potassium,
- de 4 à 24 kg de phosphore,
- de 18 à 208 kg de calcium,
- de 9 à 100 kg de magnésium,
- de 27 à 182 kg de sodium

II.1.3.5.1 L'azote

L'azote se trouve dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute. Il est souvent oxydé pour éviter une consommation d'oxygène (O_2) dans la nature et un risque de toxicité par l'ammoniaque gazeux dissous (NH_3), en équilibre avec l'ion ammoniac (NH_4).

La nitrification est une transformation chimique de l'azote organique par l'intermédiaire de bactéries et passe par les étapes :

- N organique à NH_4^+ : ammonification
- NH_4^+ NO_2^- : nitratisation par *Nitrosomonas*
- NO_2^- NO_3^- : nitratisation par *Nitrobacter*

II.1.3.5.2 Le phosphore

La concentration en phosphore dans les effluents secondaires varie de 6 à 15 mg/l (soit 15 à 35 mg/l en P_2O_5). Cette quantité est en général trop faible pour modifier le rendement. Mais s'il y a excès, il est pour l'essentiel retenu dans le sol par des réactions d'adsorption et de précipitation; cette rétention est d'autant plus effective que le sol contient des oxydes de fer, d'aluminium ou du calcium en quantités importantes. On ne rencontre pas en général de problèmes liés à un excès de phosphore.

II.1.3.5.3 Le potassium (K^+)

Le potassium est présent dans les effluents secondaires à hauteur de 10 à 30 mg/l (12 à 36 mg/l de K_2O) et permet donc de répondre partiellement aux besoins.

II.1.3.5.4 Chlore et sodium

Leur origine est :

- * Naturelle (mer : 27g/l NaCl, et terrains salés)
- * humaine (10 à 15g/l NaCl dans les urines/j).
- * industrielle (potasse, industrie pétrolière, galvanoplastie, agroalimentaire).

Les chlorures et le sodium peuvent également poser problème, notamment en bord de mer, quand les réseaux d'égout drainent des eaux phréatiques saumâtres

II.1.4 Le réseau d'assainissement urbain

II.1.4.1 Définition

Lorsqu'elles sont rejetées par des habitations groupées au sein d'une agglomération, les eaux usées sont prises en charge par un assainissement collectif, équipement indispensable à la salubrité publique en zone urbaine.

Il comprend un dispositif de collecte et d'évacuation des eaux résiduaires, le réseau d'égouts, qui aboutit au dispositif de traitement, la station d'épuration.

Aux eaux usées domestiques s'ajoutent les eaux collectives rejetées par les hôpitaux, commerces... Des industries peuvent également être raccordées au réseau d'égouts si la capacité de la station d'épuration le permet et si la nature des eaux usées est compatible avec le traitement

Il existe trois grands types de réseaux d'assainissement :

i. Le réseau unitaire

qui reçoit et évacue, en mélange, les eaux usées et les eaux pluviales. C'est celui qui équipe la plupart des centres villes et qui représente la partie la plus fragile du système.



Figure II.1.1: réseau unitaire

ii. Le réseau séparatif

qui est composé de deux collecteurs séparés, (un pour les eaux pluviales, un pour les eaux usées).



Figure II.1.2 : réseau séparatif

iii. Système pseudo-séparatif

Les eaux météoriques y sont divisées en deux parties :

- D'une part, les eaux provenant des surfaces de voiries qui s'écoulent par des ouvrages conçus à cet effet : caniveaux, fossés, etc ...
- D'autre part, les eaux des toitures, cours, jardins qui déversent dans le réseau d'assainissement à l'aide des mêmes branchements que ceux des eaux usées domestiques

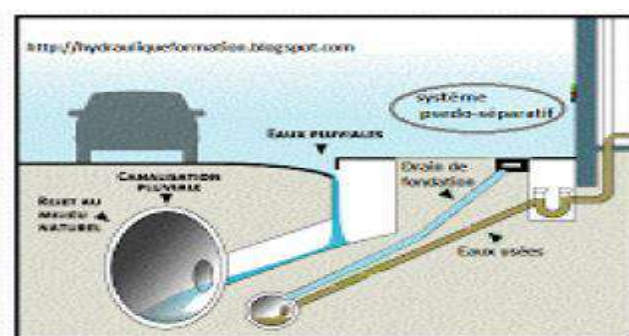


Figure II.1.3 : Système pseudo-séparatif

Tableau. II.1.2 : Avantages et inconvénients de types de réseaux d'assainissement

Système	Avantages	Inconvénients
Séparatif	<ul style="list-style-type: none"> - Permet d'évacuer rapidement les eaux - Assure à la STEP un fonctionnement régulier 	<ul style="list-style-type: none"> - Risques d'erreurs de branchement - Investissement important pour la mise en place de 2 réseaux
Unitaire	<ul style="list-style-type: none"> - Simple - Un seul réseau - Pas de risques d'erreur de branchement 	<ul style="list-style-type: none"> - Dilution des eaux de la STEP en période pluvieuse (débit très variable) - Ouvrages importants
Pseudo-séparatif	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux usées et eaux de ruissellement des habitations combinées - Pas de risques d'erreurs de Branchement 	<ul style="list-style-type: none"> - Investissement important pour la mise en place de 2 réseaux

L'eau s'écoule, dans les réseaux, selon la pente imposée au collecteur à la construction. Lorsqu'il devient trop profond, un pompage remonte les eaux qui reprennent leur écoulement gravitaire

Ainsi, si la topographie le permet, pour franchir un obstacle important ou une grande distance sans collecte, le réseau est équipé de postes de pompage refoulant dans une conduite dite "en charge", c'est-à-dire pleine et sous pression.

Dans le cas des réseaux unitaires, la conséquence des fortes pluies est considérable. Le diamètre des canalisations est calculé sur la base du débit maximal à évacuer, c'est-à-dire du débit pluvial. Par temps sec, ce diamètre important conduit à ralentir l'écoulement favorisant les dépôts dans les canalisations.



Figure II.1.4 : Les réseaux unitaires

II.1.5 Déversoir d'orage

II.1.5.1 Définition

Le déversoir d'orage est un ouvrage permettant le rejet direct d'une partie des effluents au milieu naturel lorsque le débit à l'amont dépasse une certaine valeur.

Les déversoirs d'orage sont généralement installés sur les réseaux unitaires dans le but de limiter les apports au réseau aval et en particulier dans la STEP en cas de pluie.

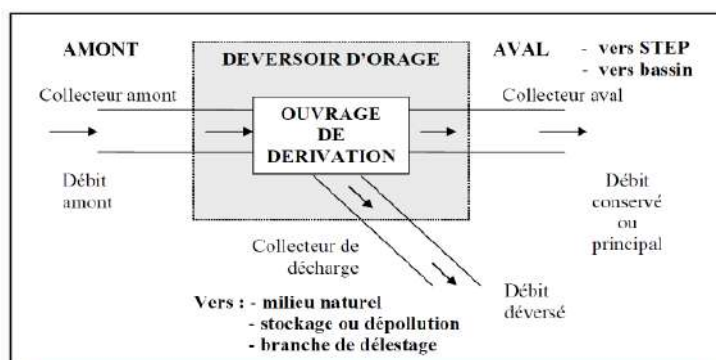


Figure II.1.5 : Schéma de principe du déversoir d'orage

Un déversoir d'orage est donc un ouvrage de contrôle permettant une régulation hydraulique des effluents en réseau d'assainissement. Il dérive une partie des effluents lorsque le débit à l'amont dépasse une certaine valeur que l'on appelle "débit de référence". Le débit dérivé peut

sortir complètement du système d'assainissement, soit y être réinjecté après stockage dans le bassin.

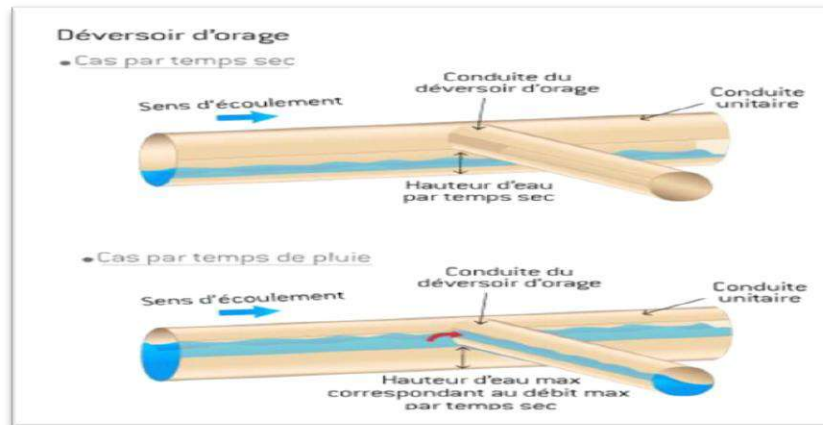


Figure II.1.6 : déversoir d'orage

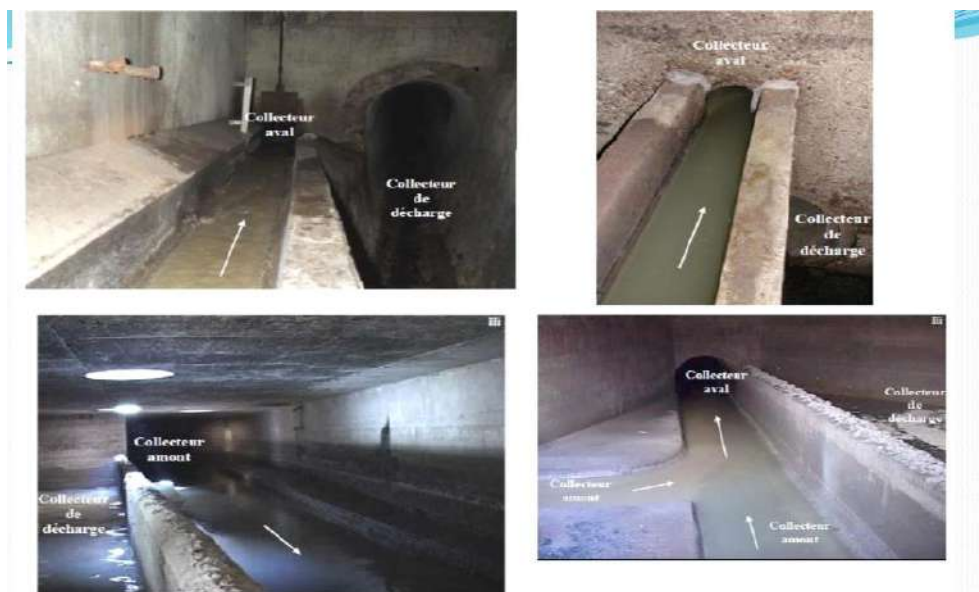


Figure II.1.7 : Exemples de déversoir

II.1.5.2 Fonctions

Un déversoir d'orage doit donc assurer quatre fonctions principales :

- I. laisser transiter le débit des eaux usées de temps sec sans surverse et sans trop faire chuter la vitesse de l'écoulement afin de limiter la décantation des matières en suspension présentes dans l'effluent,

- II. laisser transiter les eaux usées et celles de petites pluies sans surverse jusqu'au débit de référence, c'est à dire le débit maximal admis à l'aval,
- III. déverser le débit excédentaire de pluie (au delà du débit de référence) sans mise en charge et décantation dans la conduite amont et sans surcharge excessive de débit dans le réseau à l'aval,
- IV. Empêcher l'entrée d'eau en provenance du milieu naturel.

II.1.6 Caractéristiques de l'effluent à traiter

II.1.6.1 Généralités

L'étude des caractéristiques de l'effluent à traiter repose sur les paramètres suivants :

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

II.1.6.2 Les polluants rencontrés dans les eaux résiduaires

L'origine des eaux usées entrant dans la STEP est diverse, ce qui rend la nature des pollutions qui rentrent dans la station par le biais des eaux résiduaires et qu'il faut traiter est aussi variée et complexe.

L'épuration a pour but de réduire ces pollutions afin de permettre aux eaux épurées d'être acceptables par le milieu récepteur.

II.1.7 Pollution de l'eau

II.1.7.1 L'origine de la pollution

La pollution de l'eau connaît différentes origines : naturelle, domestique, industrielle et Agricole .L'origine naturelle implique un phénomène tel que la pluie, lorsque par exemple l'eau de ruissellement passe à travers des terrains riches en métaux lourds ou encore lorsque les précipitations entraînent les polluants de l'atmosphère vers le sol.

L'origine domestique concerne les eaux usées ménagères (salle de bains, cuisine, ...etc.), les eaux vannes (WC...etc.), ainsi que les eaux rejetées par les hôpitaux, commerces,...etc.

Quant à l'origine agricole et industrielle, elle concerne par exemple les eaux surchargées par des produits issus de l'épandage (engrais, pesticides) ou encore les eaux contaminées par des résidus de traitement métallurgique, et de manière plus générale, par des produits chimiques tels que les métaux lourds, les hydrocarbures...etc. .

II.1.7.2 Les types de la pollution

II.1.7.2.1 Pollution physique

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales .Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes .

*** pollution mécanique**

Elle résulte des décharges de déchets et de particules solides apportés par les eaux résiduaires industrielles, ainsi que les eaux de ruissellement. Ces polluants sont soit les éléments grossiers soit du sable ou bien les matières en suspension MES .

*** Pollution thermique**

Les eaux rejetées par les usines utilisant un circuit de refroidissement de certaines installations (centrales thermiques, nucléaires, raffineries, aciéries..); l'élévation de température qu'elle induit diminue la teneur en oxygène dissous. Elle accélère la biodégradation et la prolifération des germes. Il se trouve qu'à charge égale, un accroissement de température favorise les effets néfastes de la pollution .

*** Pollution radioactive**

La pollution des eaux par des substances radioactive pose un problème de plus en plus grave, a un effet direct sur les peuplements aquatiques en raison de la toxicité propre de ses éléments et des propriétés cancérogènes et mutagènes de ses rayonnements.

II.1.7.2.2 Pollution chimique

Elle résulte des rejets chimiques, essentiellement d'origine industrielle, domestique et agricole. La pollution chimique des eaux est regroupée dans deux catégories:

* Organique (hydrocarbures, pesticides, détergents..).

* Minérale (métaux lourds, cyanure, azote, phosphore...).

a. Pollution organique

C'est les effluents chargés de matières organiques fermentescibles (biodégradables), fournis par les industries alimentaires et agroalimentaires (laiteries, abattoirs, sucreries...), et par les effluents domestique (déjections humaines, graisses,...etc.).

La première conséquence de cette pollution consommation d'oxygène dissous de ces eaux .Les polluants organiques ce sont principalement les détergents, les pesticides et les hydrocarbures.

***Les détergents**

Sont des composés tensioactifs synthétiques dont la présence dans les eaux est due aux rejets d'effluent urbains et industriels. Les nuisances engendrées par l'utilisation des détergents sont:

- L'apparition de goût de savon.
- La formation de mousse qui freine le processus d'épuration naturelle ou artificielle.
- Le ralentissement du transfert et de la dissolution de l'oxygène dans l'eau.

***Les pesticides**

On désigne généralement comme des produits utilisés en agriculture les conséquences néfastes dues aux pesticides sont liées aux caractères suivants :

- Rémanence et stabilité chimique conduisant à une accumulation dans les chaînes alimentaire.
- Rupture de l'équilibre naturel.

***Les hydrocarbures**

Provenant des industries pétrolières et des transports, qui sont des substances peu solubles dans l'eau et difficilement biodégradables, leur densité inférieure à l'eau les fait surnager. En surface, ils forment un film qui perturbe les échanges gazeux avec l'atmosphère .

b. Pollution minérale

La pollution minérale des eaux peut provoquer le dérèglement de la croissance végétale ou trouble physiologique chez les animaux. Le polluant minéral ce sont principalement les métaux lourds et les éléments minéraux nutritifs.

***Les métaux lourds**

Sont essentiellement le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le plomb l'argent (Ag), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le nickel (Ni) et le zinc (Zn). Ces éléments, bien qu'ils puissent avoir une origine naturelle (roches du sous-sol, minerais), proviennent essentiellement de la contamination des eaux par des rejets d'activités industrielles diverses. Ils ont la particularité

de s'accumuler dans les organismes vivants ainsi que dans la chaîne trophique

***Les éléments minéraux nutritifs**

(Nitrates et phosphates) : provenant pour l'essentiel de l'agriculture et des effluents domestiques, il est à l'origine du phénomène d'eutrophisation c'est-à-dire la prolifération excessive d'algues et de plancton dans les milieux aquatiques.

II.1.7.2.3 Pollution microbiologique

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales.

Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes .

a. Les virus :

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries. Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple), soit chez un individu infecté accidentellement.

L'infection se produit par l'ingestion dans la majorité des cas, sauf pour le coronavirus où elle peut aussi avoir lieu par inhalation .

On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules

par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées sont difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous-estimation de leur nombre réel.

Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal ; parmi les virus entériques humains les plus importants, il faut citer les entérovirus (exemple : polio), les rotavirus, les rétrovirus, les adénovirus et le virus de l'Hépatite A .

b. Les bactéries :

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . La quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ 10¹² bactéries/g .

Les eaux usées urbaines contiennent environ 10^6 à 10^7 bactéries/100 ml dont 10^5 proteus et entérobactéries, 10^3 à 10^4 streptocoques et 10^2 à 10^3 clostridiiums. Parmi les plus communément rencontrées, on trouve les salmonelles dont on connaît plusieurs centaines de sérotypes différents, dont ceux responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles

intestinaux. Des germes témoins de contamination fécale sont communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau ce sont les coliformes thermo tolérants .

c. Les protozoaires:

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte.

Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées. Parmi les protozoaires les plus importants du point de vue sanitaire, il faut citer *Entamoebahistolytica*, responsable de la dysenterie amibienne et *giardialamblia* .

II.1.7.3 Généralités sur les paramètres de pollution des eaux usées

II.1.7.3.1 Les paramètres physiques

a) la température

La température est un paramètre dont le contrôle est indispensable surtout en présence d'effluents industriels. C'est un paramètre important pour le bon fonctionnement des systèmes d'épuration dans la mesure où il peut influencer de différentes manières sur: La solubilité des sels et des gaz. Il est établi que la solubilité d'un gaz diminue avec l'augmentation de la température.

Ce phénomène est particulièrement important dans le cas de l'oxygène dissous. Aussi, plus l'eau est chaude, plus la concentration de saturation de l'oxygène devra diminuer, ce qui conduit à la diminution de la réserve d'oxygène mis à la disposition des micro-organismes intervenants dans les processus d'autoépuration, la multiplication des micro-organismes, affectant ainsi l'épuration biologique.

b) La conductivité

Elle donne une idée sur la salinité de l'eau. Des variations de cette dernière peuvent influencer le traitement biologique et la décantation. La mesure en $\mu\text{S/cm}$ ou mS/cm (micro ou milli Siemens par cm) de la conductivité électrique d'une eau s'effectue à l'aide d'un conductimètre. Celui-ci mesure le passage de l'électricité entre deux électrodes plongées dans l'eau.

a) Les Matières en suspension (MES)

On appelle matières en suspension les très fines particules en suspension (sable, argile, produits organiques, particules de produits polluant, micro-organismes,...) qui donnent un

aspect trouble à l'eau, (turbidité) et s'opposent à la pénétration de la lumière nécessaire à la vie aquatique. En trop grande quantité elles constituent donc une pollution solide des eaux.

La quantité de matières en suspension totale (**MEST**) se mesure par filtration d'un litre d'eau et pesage des résidus séchés. Le résultat s'exprime en mg/l. (On estime qu'un habitant rejette environ 90 grammes par jour de MES dans ses eaux usées).

b) Les matières décantables

Leur mesure donne la quantité de solides non dissous présents dans l'eau. Pendant 30 minutes on laisse un échantillon d'eau au repos déposer dans un cône d'Imhof. Ceci permet de mesurer la quantité de sédiments en mg par litre.

c) Les matières volatiles en suspension (MVS)

Les matières volatiles en suspension représentent la masse de partie organique (donc biodégradable) des matières en suspension.

Elles sont obtenues par différence entre les MES et leurs résidus secs après passage au four à 550°C; expression des résultats en mg/L ou en pour cent des MES. Les MVS sont utilisées pour déterminer la part de matière organique présente dans les MES permettant d'estimer la stabilité des boues, c'est à dire leur capacités à ne pas fermenter.

d) La couleur et l'odeur :

Dans les eaux usées brutes la couleur est due à la présence de matières organiques dissoutes ou colloïdes par des composés chimiques solubles qui sont colorés. L'odeur est due à une fermentation des matières organiques.

e) La turbidité:

C'est un paramètre qui varie en fonction des composés colloïdaux (argiles) ou les acides humiques (dégradation des végétaux) mais aussi elle tient compte de la présence plus ou moins importante des matières en suspension d'origine minérale ou organique qui troublent l'eau.

- NTU < 5 => eau claire ;
- NTU < 30 => eau légèrement trouble ;
- NTU > 50 => Eau trouble.

Une importante turbidité de l'eau entraîne une réduction de sa transparence qui réduit la pénétration du rayonnement solaire utile à la vie aquatique (photosynthèse).

II.1.7.3.2 Les paramètres chimiques

a) Le pH (potentiel hydrogène)

Le pH joue un rôle capital dans le traitement biologique .il exprime le degré d'acidité ou d'alcalinité des eaux usées. Ce paramètre joue un rôle primordial :

- dans les propriétés physico-chimiques (acidité, agressivité) ;
- dans les processus biologiques, dont certains exigent des limites de pH très étroites se situant entre 6,5 et 8,5.

b) Matières organiques

La matière organique (MO) contenue dans les eaux est la partie non encore décomposée de la pollution organique (matières vivantes mortes ou déjections des organismes vivants). Elles sont donc naturellement présentes dans l'eau, mais à faible concentration. S'il y en a plus, il y a pollution provenant de rejets d'eaux usées domestiques mal épurés, d'effluents agricoles, etc. La MO peut se rencontrer dans l'eau soit dissoute, soit sous forme particulaire visible. La charge de pollution organique est quantifiable par des techniques normalisées : la DCO, la DBO₅.

c) Demande biologique en oxygène en 5 jours (DBO₅)

La DBO₅ ou Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours, représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour oxyder (dégrader) l'ensemble de la matière organique présente dans un échantillon d'eau maintenu à 20°C, à l'obscurité, pendant 5 jours. Pour mesurer la DBO₅, on réalise une première mesure de la concentration en dioxygène dans l'échantillon d'eau. On répète cette mesure 5 jours plus tard. La DBO₅ représente la différence entre les deux concentrations mesurées. La valeur obtenue, représente environ 80% de la pollution biodégradable totale. La mesure de la DBO₅ est très utilisée pour surveiller les rejets et le fonctionnement des stations d'épuration. (Elle est trop peu précise pour qualifier les eaux naturelles) .

Tableau II.1.3 : Echelle de valeurs de DBO₅

Situation	DBO ₅ (mg/l d'O ₂)
Eau naturelle pure et vive	< 1
Rivière légèrement polluée	1 < DBO ₅ < 3
Egout	100 < DBO ₅ < 400
Rejet station d'épuration efficace	20 < DBO ₅ < 30

d) Demande chimique en oxygène (DCO)

Elle représente la quantité d'oxygène qu'il faut fournir par des réactifs chimiques puissants (bichromate de potassium et Permanganate de potassium) pour oxyder totalement les matières organiques contenues dans l'effluent. Contrairement à la DBO₅, qui ne prend en compte que les matières organiques biodégradables, la DCO est une mesure globale des matières organiques et de certains sels minéraux oxydables (pollution organique totale) présents dans l'eau.

Cette technique mesure en laboratoire la quantité d'oxygène consommée par l'oxydation chimique (à l'aide d'un oxydant et à chaud, pendant 2 heures) des matières organiques ou minérales présentes dans l'eau. La mesure de la DCO est surtout utilisée pour la surveillance des eaux usées urbaines et industrielles.

Le rapport DCO/DBO₅ donne une estimation de la biodégradabilité des eaux usées. La notion de la biodégradabilité représente la capacité d'une substance ou son aptitude à être décomposée par les micro-organismes (bactéries, champignons...).

Si DCO/DBO₅ < ou = 2 : Le traitement se fait biologiquement ;

Si 2 < DCO/DBO₅ < 3 : Traitement biologique avec adaptation de souches ;

Si DCO /DBO₅ > 3 : Traitement physico-chimique. L'eau est pratiquement non traitable par voie biologique.

Pour quantifier la matière organique dans l'eau on peut aussi à l'aide d'analyses mesurer :

e) Carbone Organique Total (COT)

C'est la concentration en mg/l de carbone organique total dissous dans l'eau. On parle aussi parfois de COD, carbone organique dissous. Pour une eau de surface. La concentration du COT d'une eau de surface varie de 2 à 10 mg/l et de 0,5 à 1 mg/l. pour une eau souterraine.

f) Eléments toxiques

La présence des métaux lourds (plomb, mercure, ...) et des substances toxiques (phénols) dans l'eau usée peut la rendre toxique, ils sont évalués par les tests biologiques.

g) Azote de Kjeldahi (NTK)

Azote total de Kjeldahi est une appellation qui désigne la somme de l'azote ammoniacal et de l'azote organique (N_{org}+N-NH₄). Par la méthode Kjeldahi, l'azote ammoniacal et l'azote organique sont dosés simultanément. Ces deux formes d'azote sont présentes dans les détritiques organiques soumis aux processus biologiques naturels.

La présence d'azote organique dans les eaux résiduaires provient des abattoirs, de certaines

usines chimiques utilisant de l'azote organique dérivé des protéines animales, de la décomposition de la matière organique et l'épandage d'engrais.

h) Le phosphore (Pt)

Le phosphore total est la somme du phosphore organique et le phosphore minéral. En d'autres termes c'est l'ensemble du phosphore présent dans un échantillon sous forme de phosphates ou de composé organophosphorés. La présence du phosphore dans les effluents industriels provient surtout des détergents, des engrais et de la décomposition de la matière organique.

Le tableau ci-dessous montre les caractéristiques des eaux usées urbaines.

Tableau II.1.4 : Caractéristiques des eaux usées urbaines

Paramètres	Echelles de variation
pH	7,5 à 8,5
MES total (mg/l)	150 à 500
DBO ₅ (mg/l)	100 à 400
DCO (mg/l)	300 à 1000
COT (mg/l)	100 à 300
NTK (mg/l)	30 à 100
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	20 à 80
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	<1
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	<1
Détergents (mg/l)	6 à 13
P (mg/l)	10 à 25

En somme, toutes les formes de pollution dans l'eau sont quantifiées avec les paramètres cités ci-dessus dans le tableau suivant :

Tableau II.1.5 : Paramètres caractérisant chaque type de pollution

DBO ₅ , DCO	Pollution organique carbonée
MES, MVS, turbidité	Pollution particulaire
NTK, NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺	Pollution azotée
PT, PO ₄ ⁻	Matières phosphorées

II.1.7.4 Paramètres caractéristiques des effluents à traiter

II.1.7.4.1 Le Débit (Q)

C'est un volume par unité de temps (m³/j - m³/h⁻¹/s).

- Débit moyen horaire de temps sec : débit moyen horaire reçu par la station

$$Q_{mh} = \frac{Q_{jour}}{24}$$

- Débit de pointe horaire de temps sec : débit horaire maxi reçu par la station.

$$Q_{pts} = Q_{mh} * C_{PEU}$$

$$C_{PEU} = 1.5 + \frac{2.5}{\sqrt{\frac{Q_{jour}}{86.4}}}$$

II.1.7.4.2 La Concentration (C)

C'est une masse par unité de volume (mg/l-g/l = kg/m³). Ce paramètre renseigne sur la qualité de l'effluent.

II.1.7.4.3 Le Flux (ou charge) (F)

C'est le produit du débit (Q) par la concentration (C) (kg/j).

$$F = C \times Q$$

Remarque : il faut maintenir des unités identiques :

$$\text{kg/j} = \text{kg/m}^3 \times \text{m}^3/\text{j}$$

C'est un paramètre important qui renseigne sur la quantité de pollution.

Exemple : une concentration en matières de suspension de 30 mg/l, et un débit de 200 m³/j, donnera un flux de matières en suspension de :

$$C = 30 \text{ mg/l} = 30 \text{ g/m}^3 = 0,3 \text{ kg/m}^3$$

$$F = C \times Q = 0,03 \times 200 = 6 \text{ kg/j}$$

II.1.7.4.4 La charge hydraulique de la station

C'est le rapport du débit reçu sur la capacité hydraulique nominale de la station. Elle s'exprime en % de la capacité nominale.

Exemple : une station de capacité nominale 10000 m³/j reçoit un débit de 3000 m³/j.

$$\text{La charge hydraulique : } \frac{3000}{10000} = 30 \%$$

II.1.7.4.5 La charge organique de la station

C'est le rapport de la pollution reçue sur la capacité nominale de la station elle s'exprime en % du flux nominal en DBO₅.

Exemple : une station de capacité nominale 1000 kg DBO₅/j reçoit une charge en pollution de 250 kg/j (DBO₅)

$$\text{La charge organique } \frac{250}{1000} = 25 \%$$

II.1.7.4.6 Le rendement épuratoire de la station

C'est le rapport de la pollution éliminée dans la station sur la pollution reçue. Il définit les performances de la station.

Exemple : une station reçoit une charge en matières en suspension de 250 kg/j (DBO₅). Elle rejette une charge de 15 kg/j.

$$\text{Le rendement épuratoire sera : } \frac{250-15}{250} = 94 \%$$

II.1.7.4.7 La charge massique C_m

C'est le rapport de la charge en DBO₅ reçue sur la quantité de boues présente dans le bassin d'aération.

$$C_m = \frac{\text{nourriture}}{\text{boues}} = \frac{\text{Kg DBO}_5 \text{ reçue}}{\text{Kg MVS (bassin d'aération)}}$$

elle caractérise l'équilibre biologique du traitement

Exemple : une station équipée d'un bassin d'aération de 5 150 m³ avec une concentration en boues activées de 4,3 g/l et un taux de MVS (matières organiques = matières actives des boues) de 75 %, reçoit une charge polluante de 1000 kg DBO₅/j :

$$\text{Quantité de boues} = \text{volume du bassin} \times \text{concentration en MVS} = 5150 \times 4.3 \times 0.75 = \text{environ } 16610 \text{ Kg MVS}$$

$$C_m = \frac{1000}{16610} = 0.06 \text{ Kg DBO}_5 / \text{Kg MVS /jour}$$

II.1.7.4.8 La charge volumique C_v

C'est le rapport de la charge en DBO₅ reçue sur le volume du bassin d'aération.

$$C_v = \frac{\text{Kg DBO}_5 \text{ reçue}}{\text{m}^3 (\text{ bassin d'aération})}$$

C_v : permet d'estimer la capacité du bassin d'aération

Exemple : Une station équipée d'un bassin d'aération de 5150 m³, reçoit une charge polluante de 1000 kg DBO₅/j.

$$C_v = \frac{1000}{5150} = 0.195 \text{ Kg DBO}_5 / \text{m}^3 \cdot \text{j}$$

Des charges massique et volumique faibles témoignent d'un ratio nourriture/boues favorable à une élimination poussée de la pollution carbonée et azotée.

II.1.7.4.9 Equivalent habitant EH

L'équivalent habitant est une notion théorique, établie sur la base d'un grand nombre de mesures, qui exprime la charge polluante d'un effluent, quelle que soit l'origine de la pollution, par habitant et par jour. La charge polluante rejetée par les ménages, les industries, les artisans est exprimé en EH, autrement dit une industrie de 100 EH pollue autant que 100 personnes.

Un EH correspond à un rejet moyen journalier de 180 l d'effluent présentant une charge :

- de 90 g de MES,
- de 60 g de DBO₅,
- de 135 g de DCO,
- de 9,9 g d'azote totale
- de 2 g de phosphore total

Tableau II.1.6 : Evaluation du nombre d'équivalent-habitant correspondant à la charge polluante contenue dans les eaux usées domestiques pour les différents équipements

Bâtiment ou complexe	Nombre d'EH
Usine, atelier	1 ouvrier = 1/2 EH
Bureau	1 employé = 1/3 EH
Ecole sans bains, douche ni cuisine (externat)	1 élève = 1/10 EH
Ecole avec bains sans cuisine (externat)	1 élève = 1/5 EH
Ecole avec bains et cuisine (externat)	1 élève = 1/3 EH
Ecole avec bains et cuisine (internat)	1 élève = 1 EH
Hôtel, pension	1 lit = 1 EH
Caserne	1 personne (prévue) = 1 EH
Restaurant	1 couvert servi = 1/4 EH Nbre EH = 1/4 EH x nombre moyen de couverts servis chaque jour
Théâtre, cinéma, salle de fêtes, débits de boissons	1 place = 1/30 EH
Plaine de sport	1 place = 1/20 EH
Home, centre spécifique de soins, prisons	1 lit = 1,5 EH

II.1.7.5 Analyses des paramètres de l'effluent à traiter

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

Ces campagnes de mesure permettront en outre de vérifier la cohérence des rapports suivants:

$$\frac{DCO}{DBO_5} ; \frac{MES}{DBO_5} ; \frac{DBO_5}{NTK} ; \frac{N-NH_4}{NTK} ; \frac{DCO}{Pt} \text{ et } \frac{MVS}{MES}$$

Selon la nature, l'importance de la pollution et les objectifs recherchés, les procédés de traitement mis en œuvre dans une station d'épuration pour assainir des eaux résiduaires sont différents. Ces procédés peuvent être basés sur des processus physico-chimiques et/ou biologiques.

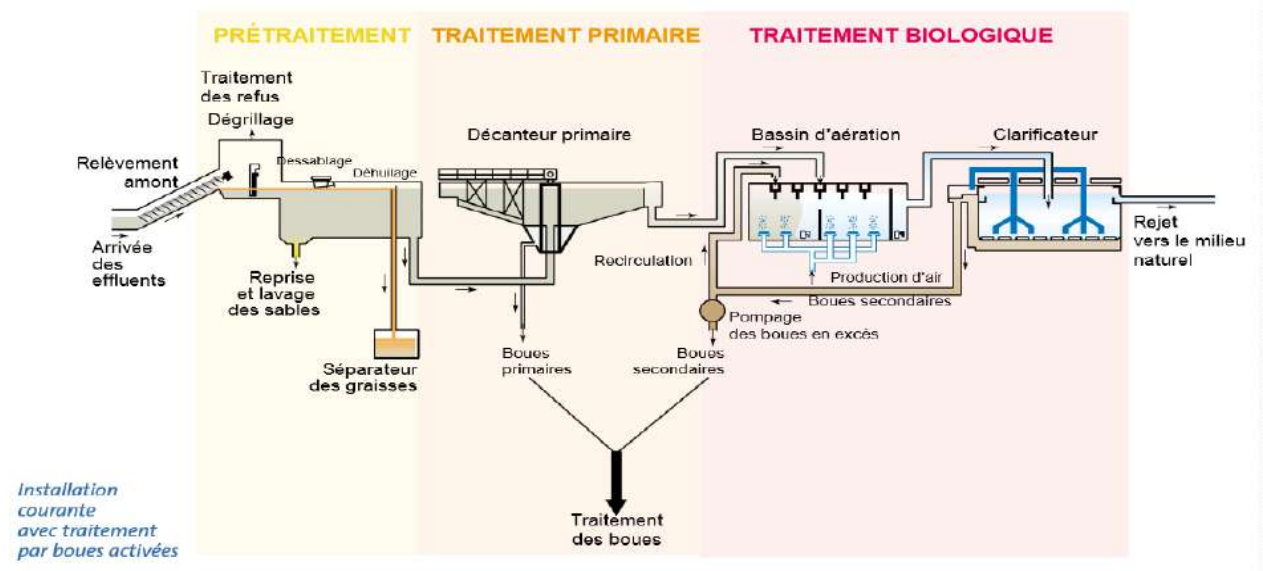


Figure II.1.8 : station d'épuration

Chapitre 2 : Traitement préliminaire

II.2 Traitement préliminaire

Enlèvement des solides grossiers et d'autres grands fragments de l'eau usée brute . En tête d'une station d'épuration, ces procédés permettent de retenir les matières volumineuses grâce à des grilles (dégrillage), les sables (dessablage), les matières flottantes grossières (écumage) et les liquides moins denses que l'eau (déshuileage). Les déchets solides peuvent être déchiquetés (dilacération) par des « pompes dilacératrices », cette opération facilitant leur dispersion.

Le prétraitement des eaux résiduaires est composé de :

- Dégrillage
- Dessablage / déshuileage
- Décantation primaire (selon les origines des eaux résiduaires)

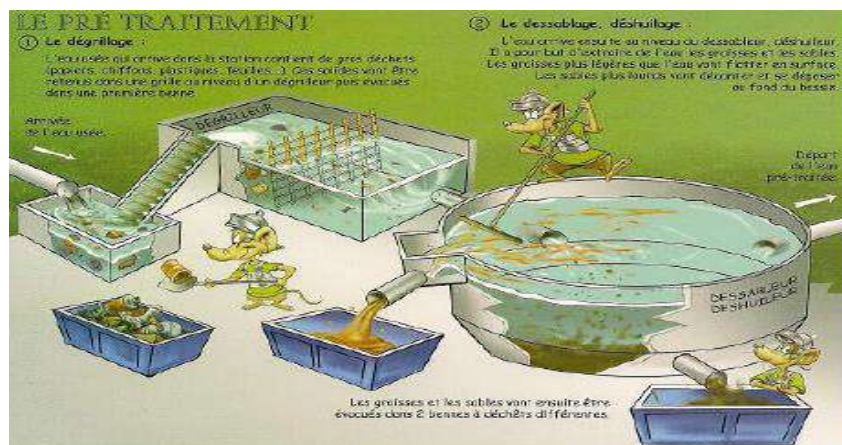


Figure II.2.1 : Le prétraitement

II.2.1 Dégrillage

Le dégrillage et le tamisage permettent de retirer de l'eau les déchets insolubles tels que les branches, les plastiques, serviettes hygiéniques, etc. En effet, ces déchets ne pouvant pas être éliminés par un traitement biologique ou physico-chimique, il faut donc les éliminer mécaniquement. Pour ce faire, l'eau usée passe à travers une ou plusieurs grilles dont les mailles sont de plus en plus serrées. Celles-ci sont en général équipées de systèmes automatiques de nettoyage pour éviter leur colmatage, et aussi pour éviter le dysfonctionnement de la pompe (dans les cas où il y aurait un système de pompage).

* **Un dégrillage grossier** : l'eau brute passe à travers une première grille qui permet l'élimination des matières de diamètre supérieur à 50mm.

* **Un dégrillage fin** : après le relevage de l'eau par quatre pompes (1250 m³ / h pour chacune), il passe par deux grilles à câble composées de barreaux placés verticalement ou

inclinés de 60 à 80° sur l'horizontale. L'espacement des barreaux est de 20 mm, la vitesse moyenne de passage entre les barreaux est comprise entre 0,6 et 1 m/s .

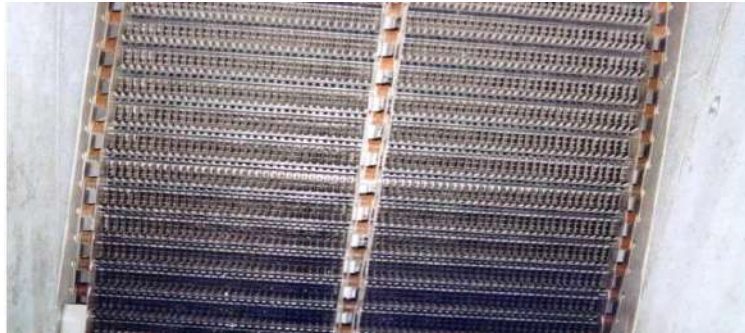


Figure II.2.2 : Grille droite à nettoyage continu (froyennes)

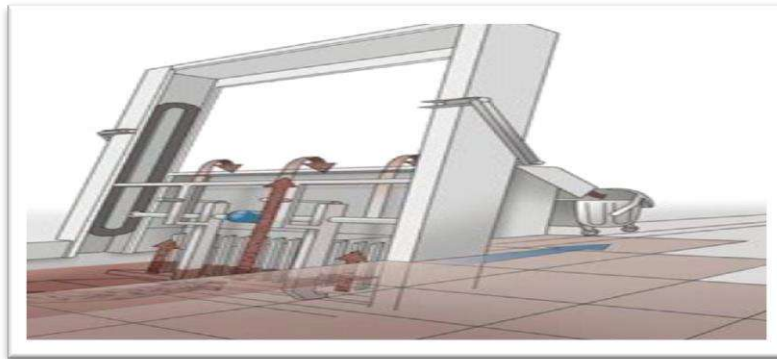


Figure II.2.3 : Grilles fixes à nettoyage automatique

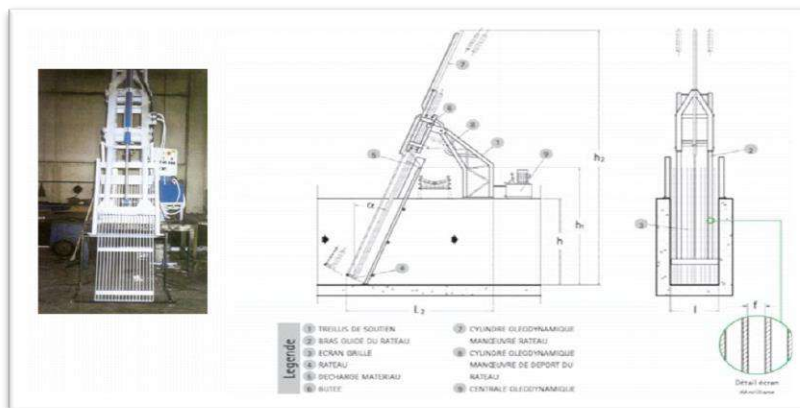


Figure II.2.4 : Dégrilleur verticale OLE dynamique



Figure II.2.5 : Dégrilleur verticale oleodynamique

II.2.2 Dessablage

Le dessablage a pour but d'extraire les graviers, sables et autre 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 « dessableur » 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 II.2.6 : Le dessableur/ déshuileur

II.2. 3 Déshuilage :

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 .

Cette opération a pour but de séparer les huiles et les matières grasses par flottation afin d'éviter :

- La mauvaise sédimentation dans les décanteurs,
- La diminution des capacités d'oxygénation des installations de traitement biologique,
- Le bouchage des canalisations et des pompes,
- La surconsommation des produits chimiques lors de la préchloration et de la coagulation/floculation,
- L'acidification du milieu dans le digesteur anaérobie.

a. Le dessablage seul

Afin de retenir 90% des particules de diamètre supérieur à 0,2 mm, il est recommandé de prendre une charge superficielle (charge hydraulique) de l'ordre de 50 m³/m².h (m/h).

$$\text{Surface} = \frac{Q_{pts} \left(\frac{m^3}{h}\right)}{50 \left(\frac{m}{h}\right)}$$

Valeurs pratiques :

- Débit moyen temps sec : $V_{asc} = 25$ m/h avec $T_s = 6$ min
- Débit de pointe temps sec : $V_{asc} = 38$ m/h avec $T_s = 4$ min

Avec :

- V_{asc} : vitesse ascensionnelle des particules
- T_s : temps de séjour

b. Le dessablage /désuilage

Lorsque les deux équipements sont conçus dans le même ouvrage, les valeurs de la charge superficielle sont comme suit:

- Débit moyen temps sec : $6 \leq V_{asc} \leq 10$ m/ h avec $15 \leq T_s \leq 20$ min
- Débit de pointe temps sec : $10 \leq V_{asc} \leq 15$ m/ h avec $10 \leq T_s \leq 15$ min

Valeur à prendre en compte

$$1.25 \text{ m} \leq \frac{\text{Volume (m}^3\text{)}}{\text{Surface (m}^2\text{)}} \leq 2.5 \text{ m}$$

II.2.4 Décantation primaire

La décantation primaire a pour objet de parfaire la qualité des prétraitements notamment par la capture des matières en suspension 'MES' naturellement décantable et par élimination poussée des flottants (huile et graisse). En moyenne elle élimine jusqu'à 80% de MES et 30% à 40% de la DBO₅. La décantation primaire s'impose généralement pour les stations d'épuration de grandes agglomération (moyenne et forte charge)

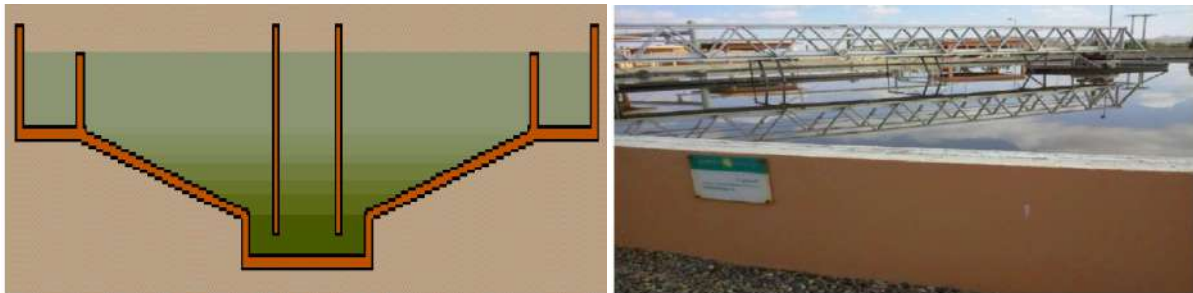


Figure II.2.7 : Décanteur primaire

Les eaux usées sont chargées de matières minérale et organiques pouvant être en suspension ou en solution. Il existe un grand nombre de procédés de traitements des eaux usées, dont l'application dépend à la fois des caractéristiques des eaux usées à traiter, et de degré d'épuration désiré.

Le rapport $\frac{\text{DCO}}{\text{DBO}_5}$ donne une estimation de la biodégradabilité des matières présentes dans l'eau usée, (la biodégradabilité est la capacité d'une substance, ou son aptitude à être décomposée par les micro-organismes décomposeurs qui sont les bactéries).

Ainsi on estime l'effluent :

- Si $\frac{\text{DCO}}{\text{DBO}_5} < 1$: l'effluent est excellent pour le traitement biologique ;
- Si $1 < \frac{\text{DCO}}{\text{DBO}_5} < 2,5$: bonne traitabilité par voie biologique ; (c'est le cas le plus courant des eaux usées urbaines).

- Si $2,5 < \frac{DCO}{DBO_5} < 3,5$: possibilité de traitement biologique mais avec adaptation de souches ;
- Si $\frac{DCO}{DBO_5} > 3,5$: le traitement biologique est impossible, on doit procéder à un traitement physico-chimique.



Figure II.2.8 : Décanteur

Chapitre 3 : Traitement biologique, clarification et désinfection

II.3 Traitement biologique, clarification et désinfection

II.3.1 Epuration biologique

II.3.1.1 Introduction

L'objectif principal de l'épuration biologique (l'épuration secondaire) est d'éliminer le plus possible les polluants biodégradables et non décantables contenus dans l'eau usée.

La technique utilise l'activité des bactéries présentes dans l'eau, elle consiste à mettre la matière organique contenue dans les eaux usées au contact d'une masse bactérienne active en présence d'oxygène.

La masse bactérienne va se nourrir de la matière organique (qui contient de l'hydrogène H, du carbone C, de l'azote N, de l'oxygène O et du phosphore P) et la consommer pour :

- En extraire l'énergie et les éléments nécessaires à leur développement (anabolisme),
- Synthétiser de nouvelles cellules vivantes (catabolisme).

Elle reproduit dans des réacteurs spécifiques un phénomène qui se serait déroulé naturellement dans les rivières. A l'issue de ce processus, les bactéries constituent les "boues" qui devront être séparées de l'eau épurée. Le produit de la dégradation est essentiellement du gaz carbonique CO₂, de la biomasse (la masse active des micro-organismes) ainsi que l'eau épurée.

Eau usée + biomasse + O₂ → Eau épurée + biomasse + CO₂



Figure II.3.1 : Le tardigrade photographié se trouvait dans la boue activée d'une station d'épuration. Il pourrait s'agir de *Macrobiotus macronyx*...

II.3.1.2 Types d'épuration biologique

L'épuration biologique peut être effectuée de deux façons, soit par des procédés d'épurations biologiques à culture libre, ou à culture fixe.

II.3.1.2.1 Procèdes d'épurations biologiques à culture fixe

Dans ce cas, la culture bactérienne ("cultures fixées" appelée aussi "biofilm", "film biologique" ou "biomasse") se présente fixée sur un support. Les systèmes à biomasse fixée possèdent un potentiel épuratoire bien plus important que ceux en biomasse libre. Cela est dû au fait que la sélection des espèces et leur concentration dans le réacteur biologique se fait naturellement par accrochage sur le matériau support. Ce processus permet de sélectionner une biomasse active accrochée en quantité plus importante que celle développée en boues activées, pour un même volume de réacteur.

Parmi ces procédés, on trouve :

II.3.1.2.1.1 Les lits bactériens

Le principe de fonctionnement des lits bactériens consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées, sur une masse de matériaux poreux ou caverneux (plastique ou pouzzolane) qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs.

Ces micro-organismes épurateurs y forment un film biologique responsable de l'assimilation de la pollution. L'aération naturelle se fait grâce à des ouïes d'aération. Le film biologique se décroche au fur et à mesure que l'eau percole. En sortie du lit bactérien se trouve un mélange d'eau traitée et de biofilm. Ce dernier sera piégé dans le décanteur sous forme de boues et l'eau traitée rejoint le milieu naturel ou le bassin de stockage. La recirculation des boues vers le décanteur digesteur est essentielle. L'apport d'oxygène par ventilation naturelle ou forcée est nécessaire pour le bon fonctionnement des bactéries aérobies. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Ce biofilm se détache au fur et à mesure que l'eau percole et se reconstitue au bout d'une semaine à la température de 25°C.

La masse de matériaux poreux d'épaisseur comprise entre 1 et 4 m repose sur un double radier. Le radier supérieur généralement en béton est perforé et le radier inférieur recueille l'eau traitée avant de l'évacuer.

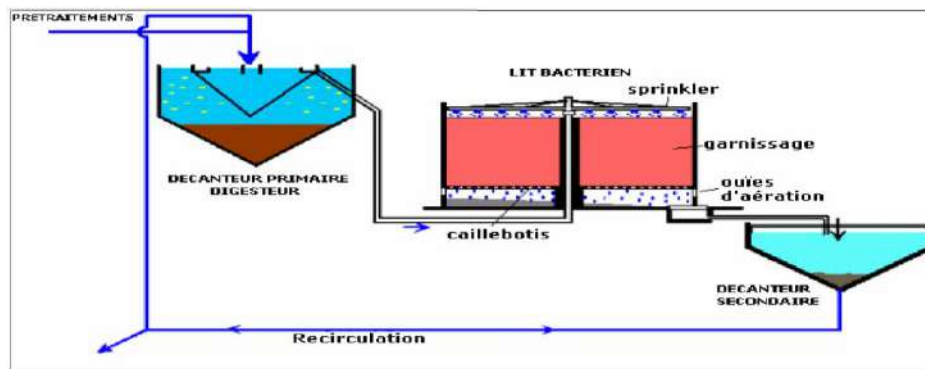


Figure II.3.2 : Lit bactérien



Figure II.3.3 : L'épuration biologique par lits bactériens

II.3.1.2.1.2 Les disques biologiques

L'eau usée, préalablement décantée, alimente un ouvrage dans lequel des disques fixés sur un axe sont mis en rotation à vitesse lente. Sur ces disques biologiques en plastique se développe alors un film bactérien. Lors de leur émergence, ces bactéries prélèvent l'oxygène nécessaire à leur respiration et lors de l'immersion, elles absorbent la pollution dissoute dont elles se nourrissent. Dès que le film biologique dépasse une épaisseur de quelques millimètres, il se détache et est entraîné vers le décanteur final où il est séparé de l'eau épurée. Les boues ainsi piégées sont renvoyées par pompage périodique vers l'ouvrage de tête pour y être stockées et digérées.

Pour ce système, il faut s'assurer de la fiabilité mécanique de l'armature (entraînement à démarrage progressif, bonne fixation du support sur l'axe) et du dimensionnement de la surface des disques (celui-ci doit être réalisé avec des marges de sécurité importantes).

La figure suivante donne le principe de fonctionnement:

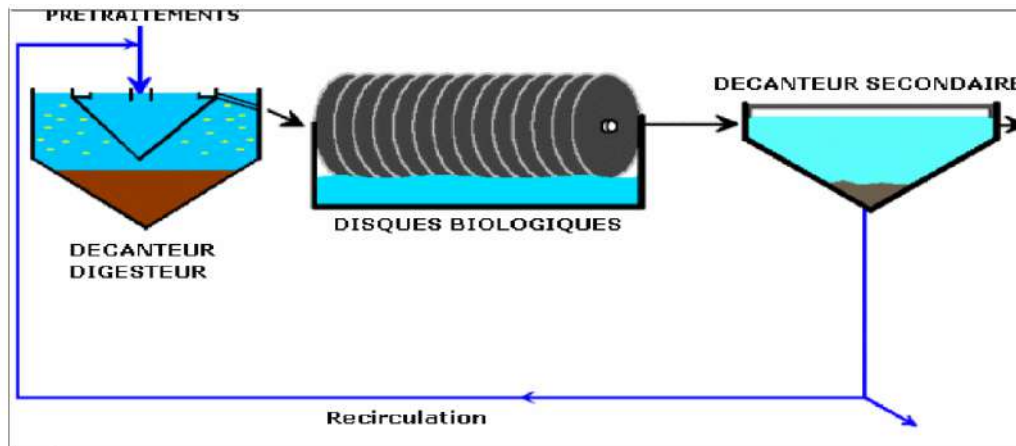


Figure II.3.4 : Disque biologique



Figure II.3.5 : L'épuration biologique par disques biologiques rotatifs

II.3.1.2.1.3 Les biofiltres

Après le pré-traitement et généralement une étape de traitement physico-chimique, les eaux usées sont traitées sur un étage de biofiltres.

Ce traitement consiste à faire transiter les eaux usées dans une cuve contenant un matériau (plastique par exemple) filtrant immergé, support du développement d'un film biologique. Le film biologique permet donc l'assimilation de la pollution et la filtration de la boue produite d'où le terme "biofiltre". Les besoins en oxygène sont assurés par insufflation d'air (air procédé). Plusieurs fois par jour, un lavage à l'eau traitée (eau de lavage) et à l'air (air de lavage) est nécessaire. Les eaux sales (eaux de nettoyage) retournent en tête de traitement afin que les boues biologiques soient piégées dans le décanteur primaire (ou bien subissent un traitement primaire physico-chimique).

Le principe de fonctionnement de l'installation se présente comme suit :

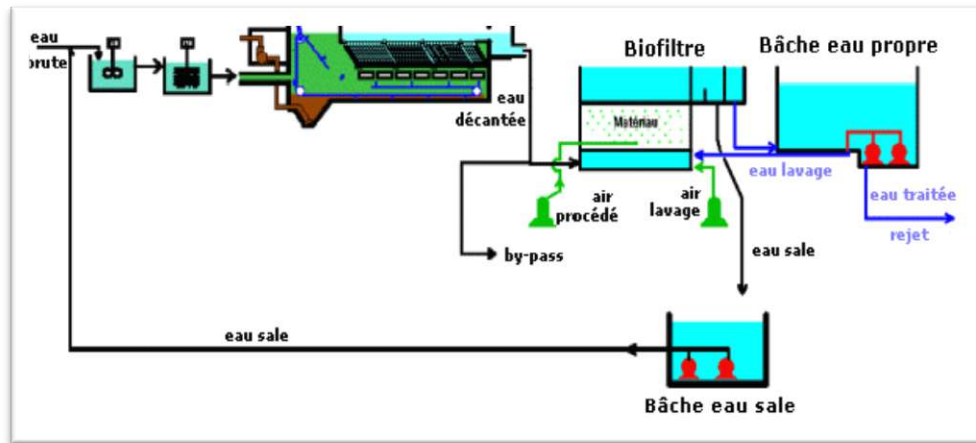


Figure II.3.6 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à biofiltres.

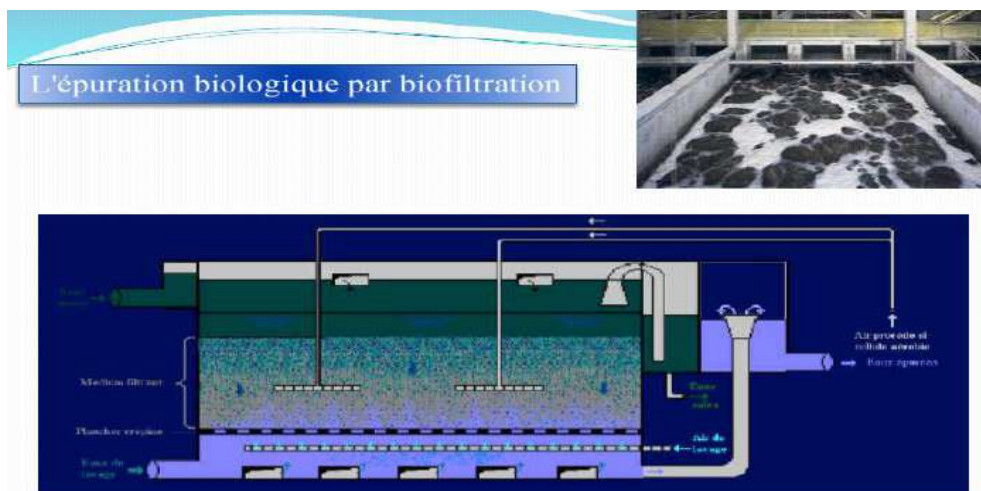


Figure II.3.7 : L'épuration biologique par biofiltration

II.3.1.2.2 Procède d'épuration biologique à culture libre

Cette technologie est employée par le quasi totalité des agglomérations de plus de 5 000 habitants et par certaines activités industrielles. A raison de plusieurs grammes par litre, les microorganismes évoluent dans une solution maintenue en agitation alimentée en oxygène par brassage ou insufflation. L'eau usée est amenée en continu et le temps de séjour dans le réacteur biologique varie de quelques heures à quelques jours.

Parmi ces procédés, on trouve soit l'épuration biologique par boue activée, soit par lagunage

II.3.1.2.2.1 L'épuration biologique par boue activée

a. Principe

Le procédé d'épuration par boue activée est celui qui représente, actuellement et encore durablement, le meilleur compromis technicoéconomique pour attendre une qualité satisfaisante d'effluents épurés.



Figure II.3.8 : boue activée

Le principe du procédé consiste à provoquer le développement d'un floc bactérien dans un bassin alimenté en eau à épurer en brassant suffisamment le milieu pour éviter la décantation des floes d'une part et fournir l'oxygène nécessaire au développement des bactéries et maître en contacte les micro-organismes avec le substrat d'autre part.

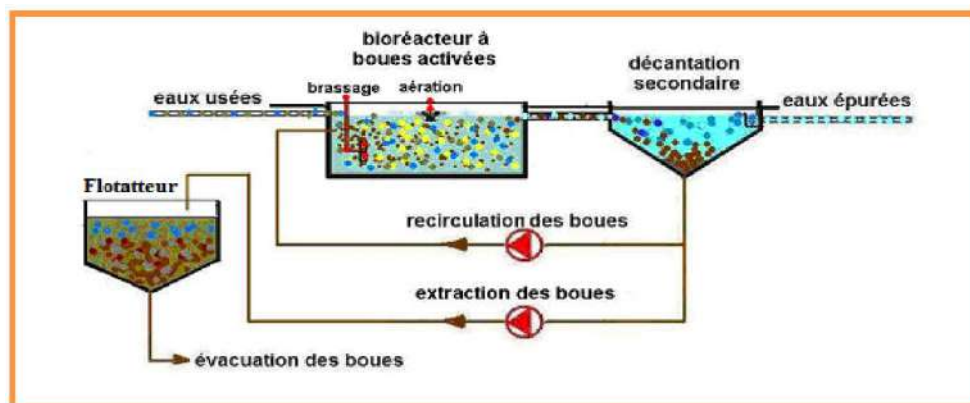


Figure II.3.9 : Schéma de traitement des eaux usées par boues activées

Le bassin d'aération peut être précédé d'un décanteur primaire et sera toujours suivie d'un décanteur secondaire (clarificateur) qui permet la séparation solide liquide. Le clarificateur est muni d'un système de raclage des boues. Une partie de ces boues sera recycler à la tête du bassin d'aération pour maintenir la concentration bactérienne au niveau du réacteur constante, tandis que la partie de boue en excès sera orienter vers le traitement des boues.

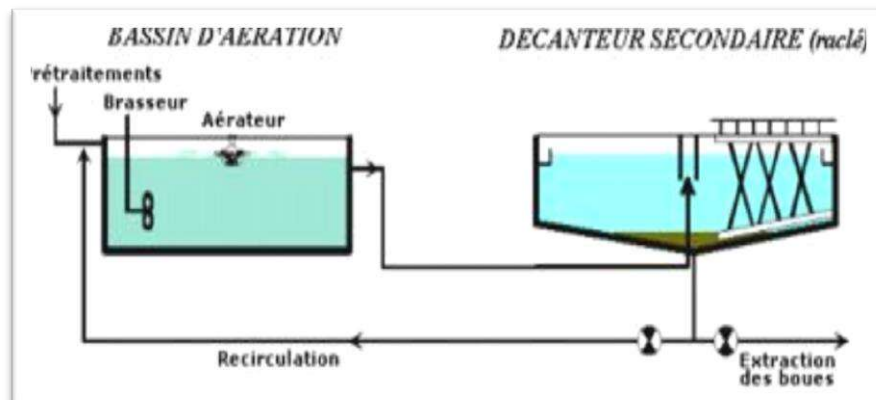


Figure II.3.10 : bassin d'aération

b. Phase biologique

Les polluants sont éliminés par oxydations biologiques, pour la plupart, grâce à une microfaune aérée constituée de bactéries chimioorganotrophes principalement, de protozoaires voire de métazoaires : les boues activées. La forte concentration en microorganismes (2 à 5 g/L) est maintenue constante grâce à un recyclage de la biomasse qui permet de maintenir, dans le bassin à boue activée, un taux de croissance constant. Le système d'apport de l'air permet le brassage de la biomasse et évite sa décantation dans le bassin d'aération.

La filière biologique est envisageable dès lors que :

- le rapport DCO/DBO₅ est inférieur à 3, ce qui correspond à un bon indice de biodégradabilité de l'effluent.
- le rapport carbone/azote/phosphore de l'effluent est de 100/5/1 ce qui correspond à un bon équilibre en nutriments, permettant ainsi le développement optimal de la biomasse épuratrice.

c. Structure de la boue activée

La boue activée est constituée par le floc, lui-même étant constitué de bactéries agglomérées, emprisonnées dans une matrice organique. Dans les conditions d'une eau usée, les bactéries sont sous-alimentées et pour mieux résister vont sécréter des polymères exocellulaires composés d'un mélange de polysides principalement.



Figure II.3.11 : Examen de la boue d'une station d'aération

Grâce à ce polymère, les bactéries peuvent :

- adhérer les unes aux autres pour éviter une dispersion des bactéries.
- retenir et adsorber les substances nutritives de l'eau usée, et donc de concentrer les matières nutritives (DBO_5 , O_2 ...) au voisinage des bactéries. Viennent ensuite se développer sur et à proximité de ces floccs une faune de protozoaires voire de métazoaires qui profitent de cet "oasis".

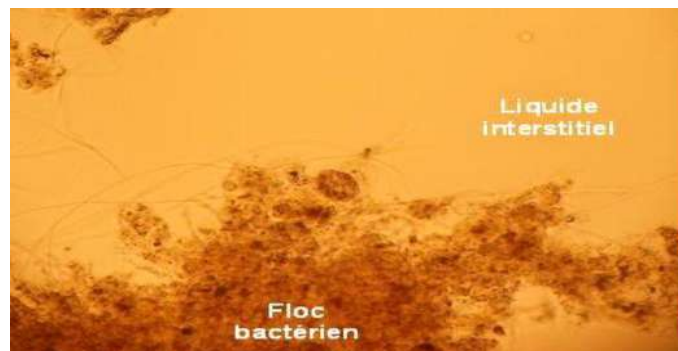


Figure II.3.12 : Composition de la boue activée

la boue est composée de : bassin d'aération

- bactéries à raison de 6,6 milliards/mL de boue activée. Elles représentent la biomasse la plus abondante par le nombre. On y trouve des germes de l'environnement et pour l'essentiel des bacilles Gram-, aérobies et mobiles. Les principaux genres sont Pseudomonas, Aeromonas, Arthrobacter, Flavobacter, Achromobater et Alcaligenes.



Figure II.3.13 : Les bactéries

ii. protozoaires à raison de 50 000/mL de boue activée. Ils se partagent en différentes classes comme les zooflagellés (Bodo...), les holotriches (Litonotus...), les hypotriches (Aspidisca...) et les péritriches (vorticelles...).

iii. métazoaires comme les rotifères et les nématodes.



Figure II.3.14 : Les protozoaires

d. fonctionnement de la boue activée

La boue activée est organisée comme une chaîne alimentaire, les bactéries étant à la place des producteurs et se multipliant de manière proportionnelle à la charge organique. Les autres organismes établissent des relations de prédation ou de compétition.

Les bactéries minéralisent la matière organique alors que les autres organismes favorisent leur élimination, participant ainsi au maintien d'une biomasse bactérienne constante et à la clarification du liquide interstitiel.

- production primaire constituée de bactéries et de zooflagellés (croissance proportionnelle à la DBO₅).

- **protozoaire 1** se nourrissent de bactéries et de matière organique. Leur croissance n'est pas proportionnelle à la pollution. Ils participent à la régulation du nombre de bactéries.

- **protozoaire 2** se nourrissent préférentiellement de bactéries, si la nourriture vient à manquer peuvent pratiquer le saprophytisme.
- **protozoaires 3** : compétiteur de protozoaire 2 car ayant les mêmes nourritures et les mêmes préférences. L'un peut se développer aux dépens de l'autre.
- **protozoaire 4** ou métazoaire : prédateurs du protozoaire 2, tendent à le faire disparaître au profit de protozoaire 3.
- **métazoaire** : se nourrit de débris de protozoaires et dépolymérise la matière organique particulaire au profit des bactéries.

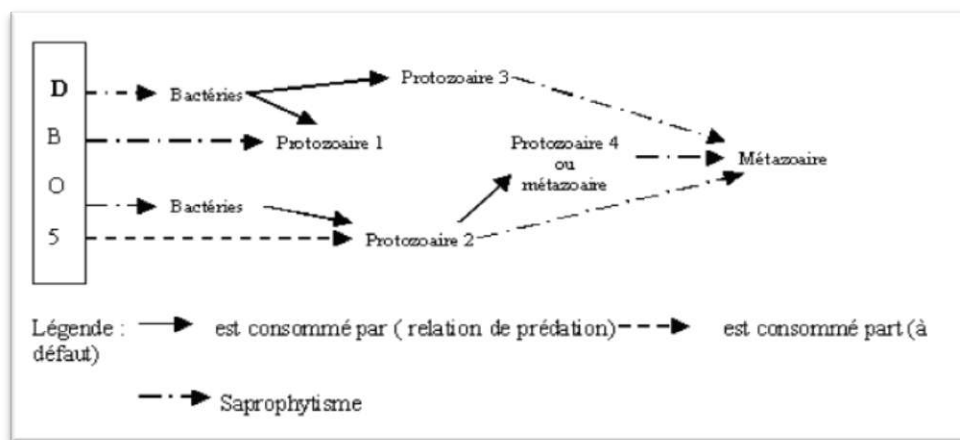


Figure II.3.15 : Chaîne trophique des boues activées

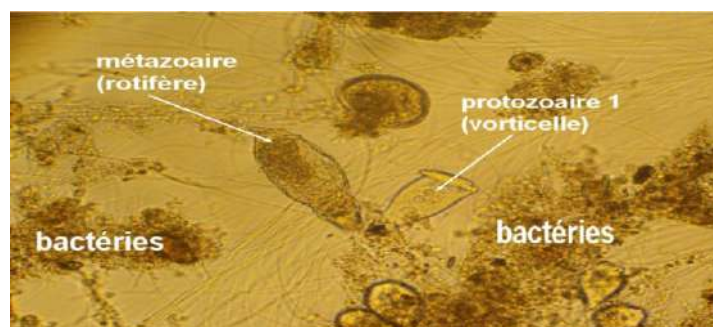


Figure II.3.16 : production primaire par les bactéries et les zooflagellés

e. Classification

Les systèmes à boues activées sont classés en fonction de la charge appliquée que se soit :

- **la charge massique (C_m)** : qui est le rapport de la pollution appliquée par jour (kg DBO₅/j) sur la masse de la matière épuratrice (kg de matières sèches totales contenus dans le réacteur),

- la charge volumique (C_v) : qui est le rapport de la pollution appliquée par jour ($\text{kg DBO}_5/\text{j}$) sur le volume du réacteur (m^3).

D'où, on distingue :

a) Les procédés conventionnelles : les plus utilisés dans la pratique, ils fonctionnent avec une charge moyenne généralement comprise entre $[0.2 \text{ et } 0.5 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MEST}/\text{j}]$ pour la charge massique et entre $[0.6 \text{ et } 1.5 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3/\text{j}]$ pour la charge volumique.

b) Les procédés à haute charge : ils fonctionnent avec une charge massique comprise entre $[0.5 \text{ et } 2.5 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MEST}/\text{j}]$ et une charge volumique comprise entre $[1.5 \text{ et } 5 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3/\text{j}]$.

c) Les procédés à faible charge : ils fonctionnent avec une charge massique comprise entre $[0.07 \text{ et } 0.2 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MEST}/\text{j}]$ et une charge volumique comprise entre $[0.35 \text{ et } 0.6 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3/\text{j}]$.

d) Les procédés à très faible charge : ils fonctionnent avec une charge massique inférieure à $0.07 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MEST}/\text{j}$ et une charge volumique inférieure à $0.35 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3/\text{j}$.

f. Systèmes d'aération

Pour l'aération, les dispositifs utilisés actuellement sont :

- Les aérateurs de surface,



Figure II.3.17 : Les aérateurs de surface



Figure II.3.18: Aérateur de surface

● Les systèmes à injection d'air.

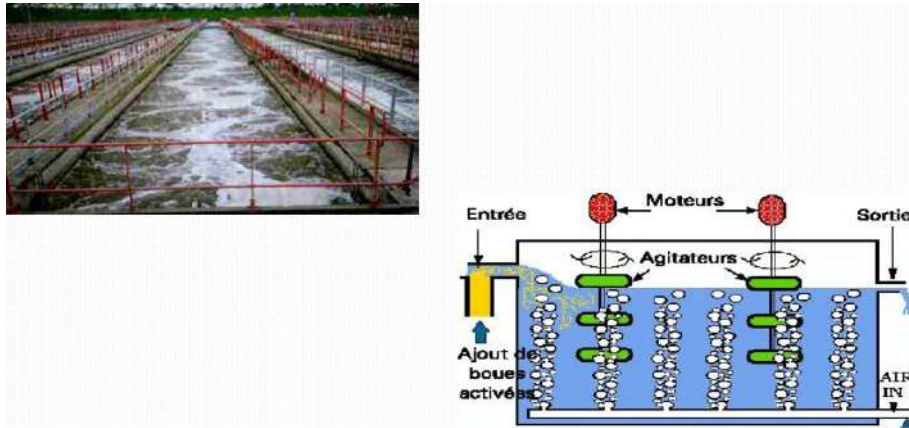


Figure II.3.19 : Les systèmes à injection d'air



Figure II.3.20 : injection d'air

● Les aérateurs de fond

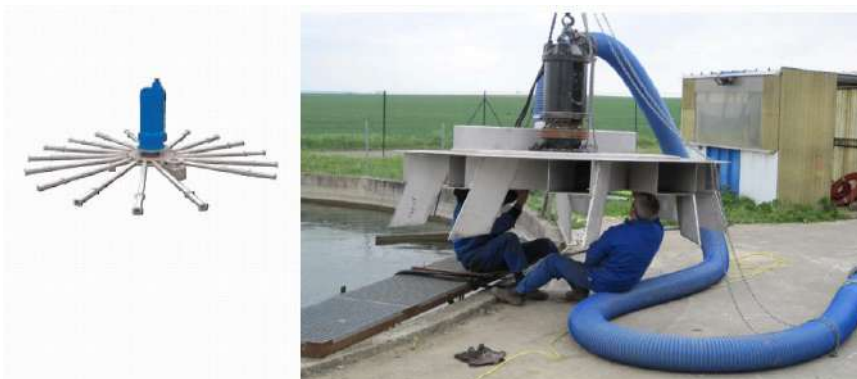


Figure II.3.21 : Les aérateurs de fond

La quantité théorique d'oxygène nécessaire aux bactéries est la somme de celle nécessaire à la synthèse cellulaire et celle à la respiration endogène. Elle est donnée par l'équation suivante :

$$q_{O_2} = a' L_e + b' X_a \quad (\text{Kg/j})$$

Avec :

- a' [kg /kg DBO₅] et b' [kg / kg MVS/ j] sont les constantes de respiration endogène et de synthèse cellulaire des bactéries.
- L_e [kg DBO₅/ j] est la quantité de la pollution à éliminer.
- X_a [kg MVS] est la quantité de matières volatiles dans le bassin.

g. Dimensionnement d'un bassin d'aération

- Le volume du bassin est calculé comme suit :

$$V = \frac{L_0}{C_V}$$

Avec L_0 [kg DBO₅/ j] est la quantité de la pollution à l'entrée du bassin

- La surface horizontale du bassin

$$S = \frac{V}{h} \quad (\text{m}^2)$$

Avec $3 \leq h \leq 5$ m

- Pour calculer la largeur (l) du bassin, on utilise la relation de Tabasaran, où :

$$1 \leq \frac{l}{h} \leq 2.5$$

- La masse de boues dans le bassin

$$X_a = \frac{L_0}{C_m} \quad (\text{Kg})$$

Concentration de boues dans le bassin

$$[X_a] = \frac{X_a}{V} \quad (\text{Kg} / \text{m}^3)$$

Le temps de séjour pour le débit de pointe par temps sec

$$T_s = \frac{V}{Q_{pts}}$$



Figure II.3.22 : Bassin d'aération de la STEP de BOUZEDJAR



Figure II.3.23 : Le bassin d'aération (ou bassin biologique)



Figure II.3.24 : Le bassin d'aération vide

II.3.1.2.2.2 Lagunage

Parmi les divers procédés d'épuration des eaux usées, dont l'application dépend des caractéristiques des eaux à traiter et du degré de dépollution souhaité, figure le lagunage naturel.

Moyen rustique d'épuration des eaux usées, il se distingue des autres techniques de traitement réputées intensives par de nombreux avantages. Ce procédé écologique, simple et peu onéreux se base sur les phénomènes responsables de l'autoépuration des cours d'eau.

* Définition :

Le lagunage est une technique biologique d'épuration des eaux usées, où le traitement est assuré par une combinaison de procédés aérobies et anaérobies, impliquant un large éventail de micro-organismes (essentiellement des algues et des bactéries). Les mécanismes épuratoires et les micro-organismes qui y participent sont, fondamentalement, les mêmes que ceux responsables du phénomène d'autoépuration des lacs et des rivières.

* Principe de fonctionnement

Le lagunage se présente comme une succession de bassins (minimum 2 et généralement 3) peu profonds (le plus souvent rectangulaires) dits lagunes. La surface et la profondeur de ces lagunes influencent le type de traitement (aérobie ou anaérobie) et confèrent un rôle particulier à chacune d'entre-elles. L'épuration par lagunage consiste à faire passer des effluents d'eau usée par écoulement gravitaire de lagune en lagune où la pollution est dégradée par :

- L'activité bactérienne ;
- L'activité photosynthétique et l'assimilation des substances minérales ;
- Le pouvoir germicide de la lumière et de certaines algues.

Les matières en suspension de l'eau brute décantent dans le bassin de tête. Les bactéries assimilent la pollution dissoute, et l'oxygène nécessaire à cette dépollution, est assuré par l'action chlorophyllienne de végétaux qui participent aussi à la synthèse directe de la matière organique :

- Les microphytes ou algues microscopiques ; ce sont essentiellement des algues vertes ou bleues difficilement séparables ;
- Les macrophytes ou végétaux macroscopiques, qui comprennent des formes libres (ex. lentilles d'eau) ou fixées (ex. roseaux). Les jacinthes d'eau peuvent s'enraciner ou non. Les végétaux supérieurs jouent un rôle de support et doivent normalement permettre d'augmenter la quantité de bactéries et d'algues épuratrices .

Les macrophytes sont consommés par le zooplancton, et les macrophytes filtrent l'eau en sortie avant rejet. L'ensemble de ces phénomènes apparaît dans plusieurs bassins en séries, ce qui autorise l'étagement des phénomènes épuratoires.

Le processus épuratoire qui s'établit dans une lagune est particulièrement intéressant, car c'est un phénomène vivant, un cycle naturel qui se déroule continuellement.



Lagunes de Meze



Lagunes de Rochefort

Figure II.3.25 : Lagunes de Meze et Rochefort

On distingue deux types de lagunes :

1. Le lagunage aéré

Dans ce système l'oxygène est apporté mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air. Ce principe ne se différencie des boues activées que par l'absence de système de recyclage des boues. En situation de sous charge importante, la nitrification peut être complète avec une dénitrification partielle.

Dans la partie d'aération, les eaux à traiter sont en présence de micro-organismes qui vont consommer et assimiler les nutriments constitués par la pollution à éliminer. Ces micro-organismes sont essentiellement des bactéries et des champignons (comparables à ceux présents dans les stations à boues activées).

Dans la partie de décantation, les matières en suspension que sont les amas de micro-organismes et de particules piégées, décantent pour former les boues.

Dans ce système composé principalement de deux bassins, la population bactérienne conduit à:

- une densité de bactéries faible et à un temps de traitement important pour obtenir le niveau de qualité requis ;
- une floculation peu importante des bactéries, ce qui contraint à la mise en place d'une lagune de décantation largement dimensionnée.

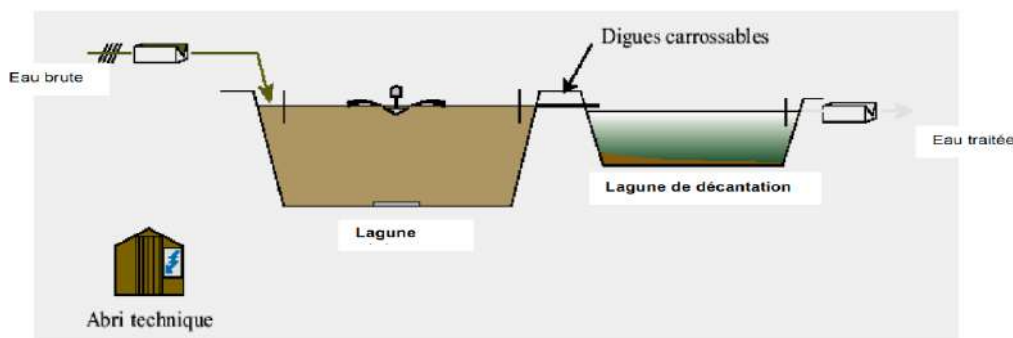


Figure II.3.26 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration à lagunage aéré

Le lagunage aéré est très sensible aux variations climatiques et le taux d'élimination de l'azote et du phosphore reste limitée à l'assimilation bactérienne de l'ordre de 25 à 30% . Le niveau de qualité de l'effluent est bon pour la matière organique avec plus de 80 % d'abattement, la filière se prête aisément à l'apport complémentaire d'adjuvants physico-chimiques en vue d'éliminer les orthophosphates.



Figure II.3.27 : Lagune aéré

2. Le lagunage à macrophytes

Le procédé utilise des végétaux supérieurs, flottants ou fixés. Ces végétaux encore appelés macrophytes servent de supports à d'autres microorganismes intervenant dans l'épuration.

Les performances intrinsèques des bassins à macrophytes en Afrique sont très peu étudiées jusqu'à ce jour, et la laitue d'eau demeure la plante la plus utilisée dans les bassins d'épuration.

Le lagunage à macrophytes est effectué dans des bassins en séries où les plantes cultivées couvrent les bassins et maintiennent des conditions anaérobies de dégradation de la matière organique. Les racines des plantes fournissent de l'oxygène au milieu et servent de pièges aux boues qui remontent en surface.

Le lagunage à macrophytes est généralement utilisé en vue d'améliorer le traitement (sur les paramètres DBO₅ ou MES) ou de l'affiner (nutriments, métaux,...).

3. Le lagunage naturel ou lagunage à microphytes

Le lagunage naturel, encore appelé bassin de stabilisation, est une dépression ou excavation naturelle ou artificielle dans laquelle s'écoulent naturellement les eaux brutes ou décantées, pour ressortir, sans intervention extérieure d'aucune sorte. Il s'agit d'un ou de plusieurs bassins en série, dans lesquels les effluents bruts sont soumis aux processus biochimiques naturels de l'autoépuration.

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet le développement d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et au maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique.

Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes : les bactéries et les algues planctoniques, également dénommées "microphytes". Ce cycle s'auto entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique.

Au fond du bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Un dégagement de gaz carbonique et de méthane se produit à ce niveau.

Les mécanismes généraux qui se passent dans un bassin de lagunage naturel se résument comme suit :

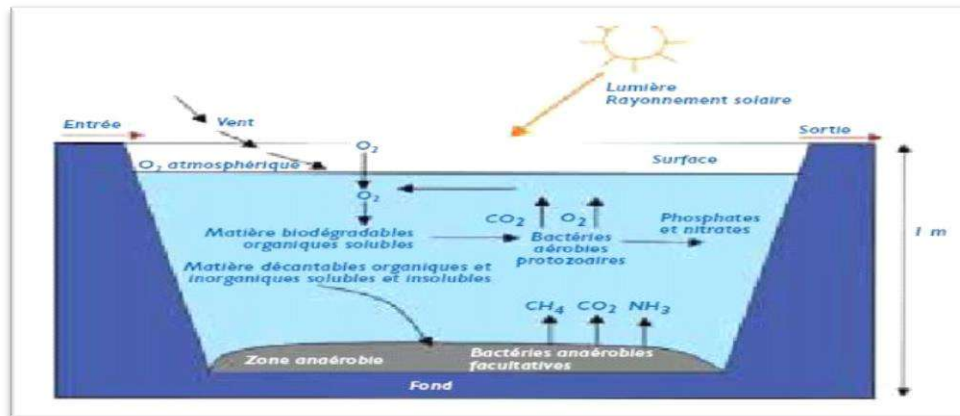
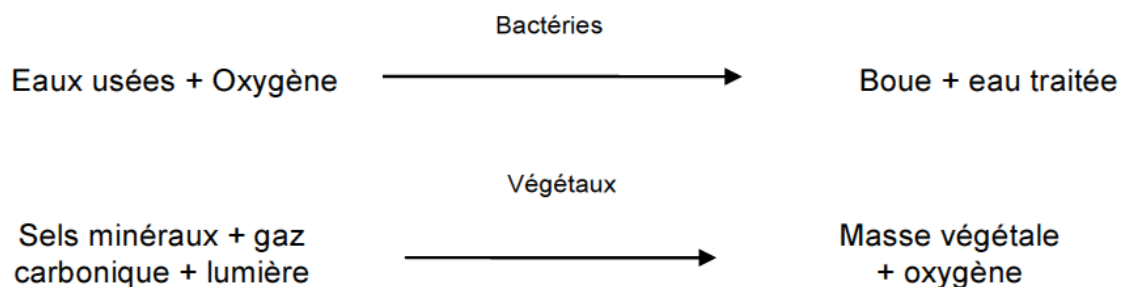


Figure II.3.28 : mécanismes en jeu dans les bassins facultatifs du lagunage naturel

Le processus de traitement par lagunage naturel se résume comme suit :



Dans le lagunage naturel, trois types de bassins sont généralement utilisés :

- les lagunes profondes ou bassins anaérobies (2 à 5 m) fonctionnant en anaérobiose avec un temps de séjour de 1 à 2 jours. Elles sont utilisées pour dégrader la matière organique et assurer une bonne décantation. La dégradation anaérobie se fait successivement par une fermentation acide et une fermentation méthanique ;
- les lagunes de faible profondeur (profondeur comprise entre 1 et 3 m) appelées bassins facultatifs (BF), de grande surface, dans lesquelles la flore bactérienne, aérobie en grande partie, hydrolyse la matière organique et la dégrade grâce à l'oxygène qui lui est fourni par l'activité photosynthétique des algues de surface et par les échanges gazeux air – eau à la surface du liquide. Le temps de séjour y est de 5 à 30 jours ;

- **les lagunes de finition ou de maturation** améliorent le traitement des effluents issus des bassins facultatifs ou d'un autre bassin de maturation. Elles sont aérobies avec une profondeur plus faible que les bassins précédents ne dépassant pas souvent 1m.

Les temps de séjours sont de 5 à 7 jours.

La destruction de la matière organique dans les bassins de lagunage s'opère grâce à une association de bactéries anaérobies facultatives et aérobies. Le taux d'élimination de l'azote est de l'ordre de 25 à 30 % . C'est un procédé approprié aux pays en développement du fait de sa rusticité et de son caractère économique.

II.3.2 La clarification

II.3.2.1 Introduction

A l'issue du traitement biologique, l'effluent est renvoyé dans un clarificateur, appelé aussi décanteur secondaire où l'eau est séparée des boues par décantation. L'eau peut alors être rejetée dans le milieu naturel.



Figure II.3.29: Le clarificateur

Les meilleurs résultats sont obtenus dans les ouvrages circulaires à fond fortement incliné (50° au moins sur l'horizontal).

Une partie des boues retenues dans cet ouvrage de décantation secondaire est renvoyée vers le bassin d'aération afin d'y maintenir une masse suffisante de micro-organismes. L'autre partie est séchée puis évacuée en décharge, incinérée ou valorisée en agriculture.

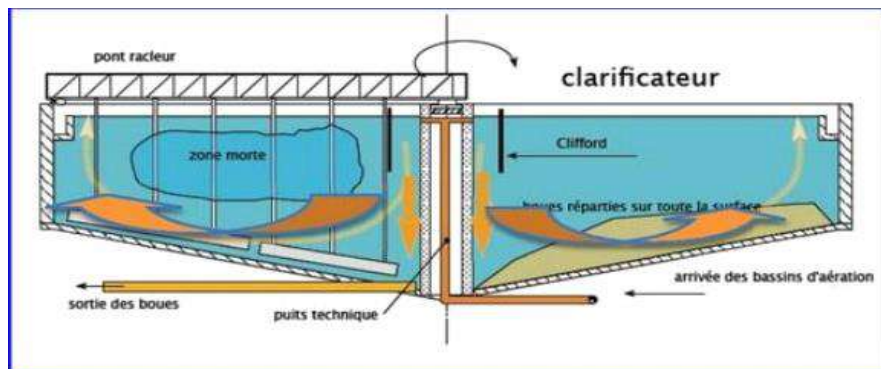


Figure II.3.30 : Un clarificateur

II.3.2.2 Dimensionnement d'un clarificateur

Le clarificateur devrait se dimensionner avant le réacteur biologique car c'est lui règle la distribution de la masse de boue présente dans le réacteur. A volume constant du réacteur, la masse sera définie par une concentration en MES à ne pas dépasser et cela en fonction de la qualité mécanique de la boue, définie par son Indice de Mohlman (IM)

IM : volume occupé par un gramme de boue (ml/g), sans dilution.

L'indice de Mohlman est le rapport entre le volume des boues en ml/L et la teneur en matières en suspension du même échantillon de boues en g/L.

On obtient ainsi le volume occupé par 1 g de matières en suspension après 30 minutes de décantation pour les boues activées et après 2 heures pour l'effluent d'un lit bactérien.

Cette valeur caractérise la capacité de décantation de boues activées.

En pratique, la détermination de l'indice de Mohlman revient à :

- Mesurer le volume de matières décantables (MD) en 30 minutes (boues activées) et l'exprimer en concentration volumique V_d (ml/L)
- Mesurer la teneur en MES à 105 °C et l'exprimer en concentration massique en mg/L

$$\mathbf{IM} = \frac{V_d \left(\frac{\text{ml}}{\text{L}} \right)}{\text{MES} \left(\frac{\text{g}}{\text{l}} \right)} \quad (\text{ml} / \text{g})$$

En fonction de l'IM, on déduit la vitesse ascensionnelle maximale à appliquer sur le débit maximum défini dans les paramètres de l'effluent.

Le tableau ci-dessous donne les valeurs des vitesses correspondantes pour une concentration en MES de 30 mg/l maxi de l'effluent traité.

Tableau II.3.1 : les valeurs des vitesses correspondantes pour une concentration en MES de 30 mg/l maxi de l'effluent traité

IM (ml/g)	75	100	125	150	175	200	250	300	400	500
Vasc (m/h)	1.4	1.3	1.2	1.1	1	0.9	0.85	0.8	0.7	0.6

Pour obtenir une concentration en MES de 20 mg/l, il faut multiplier les valeurs des vitesses du tableau ci-dessus par un coefficient de 0,66.

La surface utile du décanteur horizontale :

$$S = \frac{Q_{pts} \left(\frac{m^3}{h} \right)}{V_{asc} \left(\frac{m}{h} \right)} \quad (m^2)$$

La concentration en recirculation des boues, du clarificateur vers le réacteur biologique, dépendra de IM, du temps de séjour des boues dans le lit de boues du clarificateur et du taux de recirculation.

$$R = [X_a] \frac{100}{[X_r] - [X_a]}$$

Avec:

[X_a] : Concentration des boues dans le bassin d'aération (g/l)

[X_r] : Concentration des boues recirculées en (g/l)

R : Taux de recirculation en %

La concentration des boues dans la recirculation ([X_r]) est évaluée par la formule empirique suivante :

$$[X_r] = K \cdot \frac{1000}{IM} \cdot (ts_h)^{1/3} \quad (g/L)$$

Avec :

K : coefficient dépendant du système de reprise (0,5 ≤ K ≤ 0,7).

t_{sh} : temps de séjour des boues dans le clarificateur (en heure).

La figure ci-dessous donne le temps de séjour maximum des boues dans le lit des boues du clarificateur exprimé en minutes

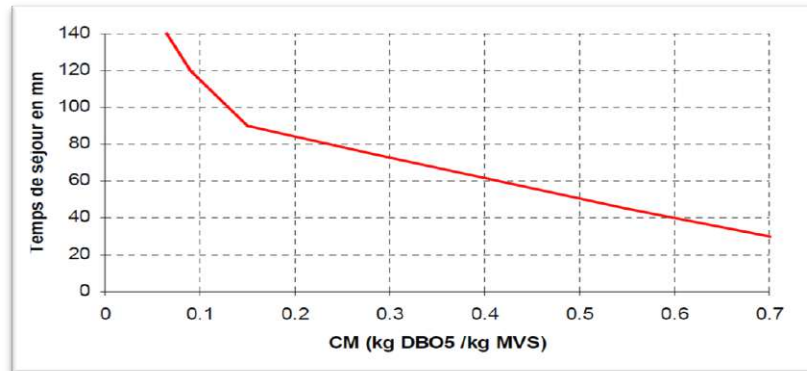


Figure II.3.31 : La courbe de temps de séjour en fonction de la charge massique de boue

II.3.3 Désinfections

La décantation secondaire ne permet pas une séparation de toutes les matières en suspension contenues dans l'eau usée, il reste encore beaucoup de micro-organismes pathogènes qui peuvent être rejetés actifs dans le milieu récepteur s'ils ne sont pas désinfectés.

Pour cela, plusieurs moyens que se soit physiques ou chimiques existent pour les désactiver.

Parmi les procédés de désinfections, on trouve, le chlore, l'ozone, les rayonnements ultraviolet, etc. Mais la stérilisation par le chlore reste le moyen le plus pratiqué. Pour être efficace, elle nécessite un temps de contact minimal de 15 mn et si on veut obtenir plus de 99 % de rendement, les doses doivent être de 3 à 10 mg/l après l'épuration par lit bactérien et de 2 à 8 mg/l après l'épuration à boue activée.

Chapitre 4 : Traitement complémentaire

II.4 Traitement complémentaire

II.4.1 Introduction

Les eaux usées contiennent divers composés azotés provenant des déjections humaines, ainsi que du phosphore provenant pour l'essentiel des détergents utilisés pour les lessives. En effet, les phosphates sont employés pour annihiler l'action du calcaire en fixant des ions calcium permettant ainsi une meilleure performance du pouvoir nettoyant du détergent. Si ces substances ne sont pas directement nocives, leur action sur le milieu aquatique est néfaste. Elles diffusent jusqu'à la surface éclairée où elles favorisent la prolifération excessive d'algues et autres plantes vertes qui à leur tour décomposent nitrates et phosphates dont l'oxygène passe dans l'atmosphère. Elles jouent un rôle prépondérant dans l'eutrophisation des eaux.

Dans la STEP, ce traitement se généralise de plus en plus en combinaison avec le traitement secondaire. Il s'agit d'un procédé biochimique dit de boues activées à alternance de phase.

II.4.2 La nitrification et la dénitrification

II.4.2.1 Rappels théoriques

Dans la plupart des eaux usées, l'azote est sous forme organique ou ammoniacale (NH_4^+). Une correcte oxygénation dans le bassin d'aération permet aux bactéries de transformer l'azote organique en ammoniacque puis d'oxyder l'ammoniacque en nitrate (NO_3^-). Cette oxydation est une nitrification.

Les nitrates sont alors transformés en azote gazeux en condition anoxie :

- absence d'oxygène dissout
- présence d'oxygène combiné aux nitrates

Il faut stopper l'aération pour réaliser cette étape appelée dénitrification. Il est à noter que dans de nombreuses installations, cette phase n'est pas distincte du traitement secondaire puisque réalisée à faible charge dans le bassin à boues. Il suffit d'alterner les phases d'aération et d'anoxie.

II.4.2.2 Les réactions d'ammonification

Equations chimiques

Ce sont les réactions de transformation de l'azote organique, c'est à dire liée à un radical carboné, en azote ammoniacal. Elles sont de type hydrolyse, désamination oxydative et désamination réductive.

La réaction la plus connue est celle de l'hydrolyse de l'urée, source principale de la pollution

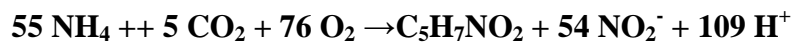
azotée en eau résiduaire urbaine.



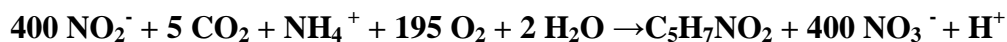
II.4.2.3 Les réactions d'oxydation de l'ammoniaque

Equations chimiques

Réaction de nitritation, oxydation de l'ammoniaque en nitrite.



Réaction de nitratisation, oxydation du nitrite en nitrate.

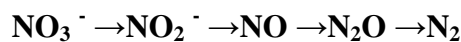


Ces réactions montrent que l'oxydation par voie biologique de l'ammoniaque en nitrate consomme une très forte quantité d'oxygène, libère des protons principalement en nitritation et produit une très faible synthèse de biomasse.

II.4.2.4 Les réactions de dénitrification

Equations chimiques

La dénitrification par voie biologique hétérotrophe est une réduction du nitrate en azote gazeux via une série d'intermédiaires :



Les nitrates jouent le rôle d'accepteur final d'électrons à la place de l'oxygène. Cela reste donc un métabolisme aérobie malgré la stricte absence d'O₂ dissous.

Ainsi la dénitrification hétérotrophe nécessite pour se réaliser la présence de pollution carbonée qui peut être puisée directement dans l'eau brute ou ajoutée (éthanol, méthanol,...).

En outre, une dénitrification dite endogène peut se mettre en place basée sur la seule demande en oxygène des boues pour maintenir leur métabolisme. Il est évident que cette dernière voie se traduira par

des cinétiques beaucoup plus réduites que celles obtenues en présence d'une source carbonée, cependant, elle est d'une importance majeure dans l'efficacité des stations d'épuration.

II.4.3 La déphosphatation biologique

La technique la plus utilisée pour l'épuration du phosphore consiste en la précipitation chimique par adjonction de sels métalliques (fer ou aluminium), ou de chaux. Les phosphates précipitent sous forme de sels métalliques ou d'hydroxydes et sont séparés de la phase liquide par décantation.

Les principaux réactifs sont le sulfate d'alumine, d'aluminate de soude, le sulfate ferreux, le

chrome ferrique, le chlorosulfate ferrique et la chaux.

L'ajout du réactif peut-être effectué :

- après les prétraitements et avant le décanteur primaire ou le bassin d'aération, c'est la précipitation.
- à l'aval du clarificateur, sur l'effluent épuré : c'est la post-précipitation. Nécessité d'un décanteur supplémentaire.
- Directement sur le bassin d'aération : c'est la précipitation simultanée, qui est la plus utilisée.

L'élimination peut également être partiellement faite par voies biologiques, l'installation doit alors être équipée d'un bassin ou d'une zone d'anoxie. L'alternance entre aérobose et anoxie favorise un mécanisme de relargage /sur accumulation de phosphore dans la biomasse épuratrice.

II.4.4 Elimination de l'ammoniac

L'ammonium dans l'eau traduit habituellement un processus de dégradation incomplet de la matière organique. L'ammonium provient de la réaction de minéraux contenant du fer avec des nitrates. C'est donc un excellent indicateur de la pollution de l'eau par des rejets organiques d'origine agricole, domestique ou industriel.

Les ions ammonium réagissent avec le chlore pour donner des chloramines

- qui réduisent le pouvoir bactéricide du chlore
- qui conduisent à des mauvais goûts
- qui peuvent induire la production de nitrite

Les ions ammonium sont des nutriments qui induisent une post prolifération bactérienne dans le réseau de distribution. Les procédés unitaires utilisés pour l'élimination de l'ammonium sont:

- Oxydation chimique ;
- Echange ionique ;
- Le stripping ;
- La filtration biologique.

II.4.4.1 Oxydation chimique

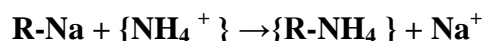
Un procédé efficace à utiliser dans des conditions très précises. L'oxydant utilisé est le chlore que l'on injecte à une concentration au-delà du point critique (break-point) afin qu'il ait réagi avec tous les composés azotés présents dans l'eau. En théorie, cela revient à ajouter 9,8 mg

$\text{Cl}_2/\text{mg NH}_4^+$ (dose stœchiométrique). Cependant, les taux couramment pratiqués sont en général proches de $13 \text{ mg Cl}_2/\text{mg NH}_4^+$, afin de tenir compte des autres demandes en chlore, et en particulier de celles des matières organiques. Du fait des doses importantes nécessaires, ce procédé est réservé aux faibles teneurs en ammonium ($< 0,5 \text{ mg/l}$). Tout le chlore ajouté au-delà du break-point est alors présent sous forme de chlore libre, l'ammonium étant donc totalement oxydé. En revanche, il n'est pas mis en œuvre pour des eaux présentant de fortes demandes en chlore, car il peut alors être à l'origine de la formation d'organochlorés et de trihalométhanes (THM) dont la concentration maximale admissible est de $100 \mu\text{g/l}$.

La chloration doit dans ce cas être effectuée en fin de filière. Il est à remarquer que l'ozone et le dioxyde de chlore sont inefficaces pour éliminer l'ammonium

II.4.4.2 L'échange ionique

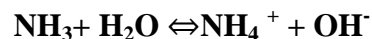
Il est possible d'utiliser des résines naturelles, les zéolithes (chabaniste, modernite, clinoptilolite), ou des résines synthétiques, ces dernières étant à privilégier pour des raisons de longévité et de facilité de mise en œuvre. Celles-ci, de type cationique, fixent en priorité les ions calcium et magnésium, et, dans une moindre mesure, les ions ammonium. Leur utilisation ne se justifie donc que dans le cadre d'un traitement d'adoucissement. Elles permettent alors l'élimination de l'ammoniac et même éventuellement de certains micropolluants cationiques (arsenic, gallium...). Ce procédé repose sur l'échange des ions ammonium contenus dans l'eau avec des ions sodium contenus dans la résine, selon la réaction suivante :



Après saturation, les résines doivent être régénérées.

II.4.4.3 Le stripping : (dégazage par aération).

Un procédé peu adapté à la potabilisation. L'ammoniac est une base faible qui s'hydrolyse dans l'eau pour former des ions ammonium et hydroxyde, suivant la réaction suivante :



Le pH doit être supérieur à environ 8 pour pouvoir détecter la présence d'ammoniac (NH_3) et éliminer l'azote ammoniacal par stripping. Le procédé nécessite donc en général, un ajustement du pH. Il est de plus dépendant de la température .

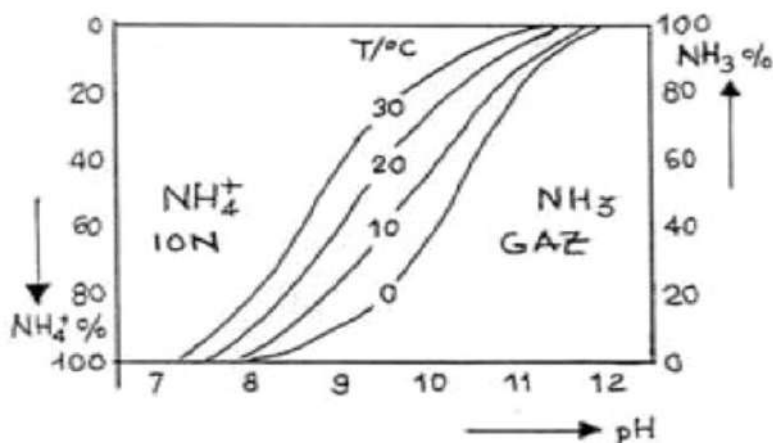
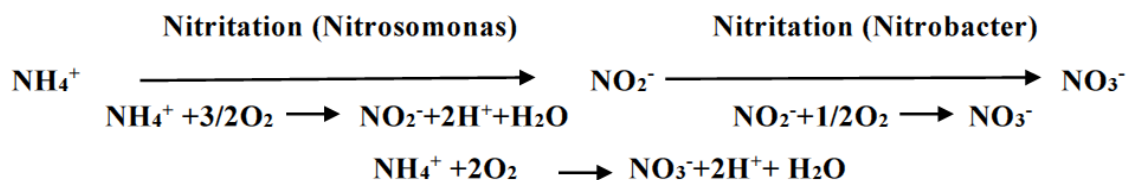


Figure II.4.1: Ammonium NH_4^+ et Ammoniac NH_3 dans l'eau.

II.4.4.4 La filtration biologique

Un procédé performant mais nécessitant certaines contraintes d'exploitation.

L'élimination biologique de l'ammonium (nitrification) s'effectue en deux étapes, mettant en œuvre deux types de bactéries aérobies et autotrophes (c'est-à-dire consommatrices de carbone minéral), qui transforment l'ion ammonium en nitrites, puis en nitrates.



En fonction de la teneur en ammonium dans l'eau à traiter, plusieurs procédés peuvent être mis en œuvre.

- $\text{NH}_4^+ \leq 1 \text{ mg/l}$ Filtration sur sable.
- $1 \leq \text{NH}_4^+ \leq 2 \text{ mg/l}$ Filtration sur argile expansé, matériau poreux présentant une surface développée importante favorisant le développement de la biomasse.
- $\text{NH}_4^+ > 2 \text{ mg/l}$ Biofiltration aérée sur argile expansé, avec apport d'air dans la masse de contact pour assurer la croissance des bactéries

II.4.5 Stérilisation des eaux

Les eaux épurées contiennent plus d'un million de micro-organismes par litre dont certains sont néfastes pour l'homme. Lorsque l'eau épurée est rejetée en zone de captage pour l'alimentation en eau potable ou de baignade, la réduction des micro-organismes s'impose alors.

Cette réduction s'effectue :

- sur filtre à sable qui retient les dernières particules, donc les micro-organismes qui y sont fixés
- par désinfection chimique (chlore, ozone ...)
- par lagunage lorsque aucun problème d'encombrement ne se pose.

Chapitre 5 : Traitement des boues

II.5 Traitement des boues

II.5.1 Traitement des résidus

- En ce qui concerne les déchets des grilles, ils peuvent être déchiquetés après compactage pour faciliter leur dispersion.
- Ensuite, ils seront enterrés dans une fosse, rejetés dans les décharges publiques, ou incinérés.
- Les sables de déssableurs peuvent être séparés de leur eau par filtration sur dalles filtrantes. Ensuite, ils peuvent être lavés et réutilisés dans les lits de séchage.
- Les résidus de la séparation des huiles et des graisses contenues dans les eaux usées urbaines sont tellement pollués que, si les huiles minérales y prédominent, il est préférable de les incinérer avec les résidus du dégrillage.

II.5.2 Traitement des boues

Les boues de la décantation primaire et secondaire sont relativement concentrées, contiennent le plus souvent 95 à 98 % d'eau et chargées de micro-organismes divers. Donc, il est impératif de les traiter avant de les rejeter. Le volume et les caractéristiques de ces boues varient en fonction de la nature des épurations et leur efficacité. Les divers modes de traitement des boues peuvent se résumer comme suit :

- L'épaississement des boues,
- La digestion des boues,
- La déshydratation des boues.

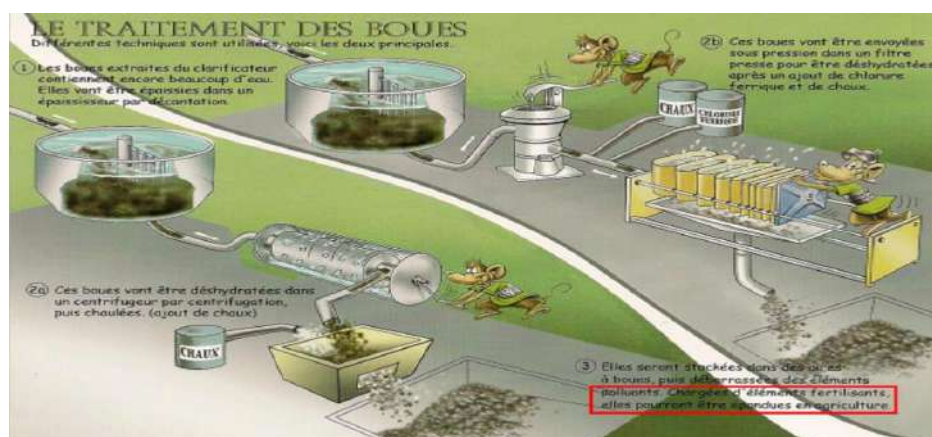


Figure II.5.1 : Traitement des boues

II.5.2.1 L'épaississement des boues

C'est le premier stade de traitement des boues qui permet de réduire le volume des boues fraîches. Il est en quelque sorte un décanteur poussé dans lequel les boues sont soumises à une lente agitation favorisant l'agglomération et le dépôt des matières en suspension. Ainsi, la teneur en eau est réduite de 90 %.

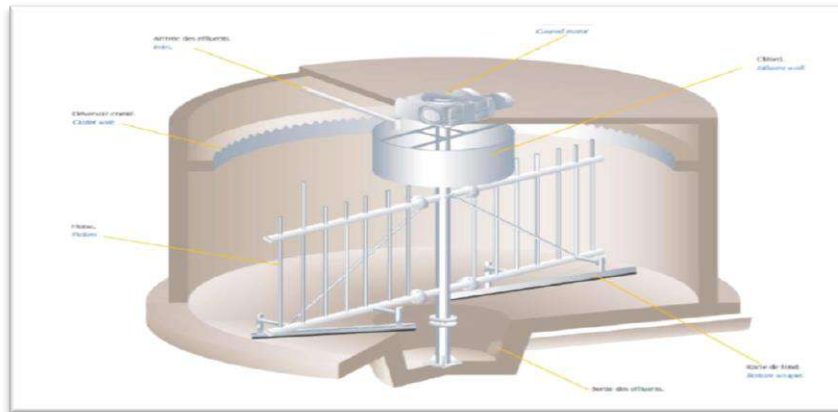


Figure II.5.2 : un décanteur

II.5.2.2 La digestion des boues

La digestion des boues sert à détruire la partie de la matière organique des boues. Elle peut être soit :

- **Aérobie** : qui sert à stabiliser les boues. Elle consiste en une aération prolongée provoquant le développement des micro-organismes aérobies, qui se nourrissent des matières dégradables de la boue, jusqu'à ce qu'ils dépassent la phase de synthèse cellulaire et réalisent leur propre autooxydation où le taux de mortalité est supérieur au taux de croissance.
- **Anaérobie** : qui consiste à provoquer, en présence des boues, le phénomène de fermentation résultant de l'activité de diverses populations bactériennes qui, en l'absence d'oxygène, transforment les matières organiques dégradables. Les produits finaux sont des acides organiques, des alcools et des cétones. Cette digestion subit l'influence de la variation de la température, la composition et l'acidité ou l'alcalinité des boues. Elle peut éliminer en virent 50 % des matières organiques.



Figure II.5.3 : digestion des boues

Concentration gravitaire des boues

Les concentrateurs gravitaires appelés aussi silos à boues permettent de réduire par 2 ou 3 le volume de boues à traiter.

Les ouvrages de concentration gravitaire sont faciles d'exploitation et très adaptés aux installations de petite et moyenne importance.



Figure II.5.4 : silos à boues

II.5.2.3 La déshydratation des boues

Elle représente la dernière étape dans la chaîne de traitement des boues. Elle peut être réalisée de deux manières :

- Une déshydratation naturelle ou appelée encore lit de séchage : qui consiste à épandre les boues dans des bassins, dits lits de séchage, à l'air libre. Elle a l'inconvénient de nécessiter une grande surface de terrain.

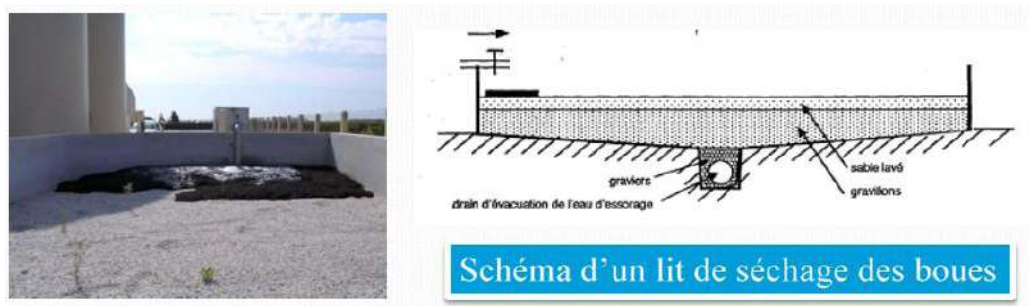


Figure II.5.5 : Schéma d'un lit de séchage des boues

- Une déshydratation mécanique : cette technique permet de réduire la teneur en eau des boues à un taux compris entre 45 et 85 %. Les moyens de déshydratation mécanique les plus utilisés sont:
- La filtration sous pression : comporte un filtre-presse muni d'un tissu filtrant synthétique bien approprié.
- La filtration sous vide : comporte généralement une toile de filtration fixée sur un tambour rotatif.
- La centrifugation.



Figure II.5.6 : déshydratation mécanique

La boue à déshydrater est serrée entre deux toiles tendues afin d'en extraire l'eau résiduelle. La siccité des boues est voisine de 15 à 20%.

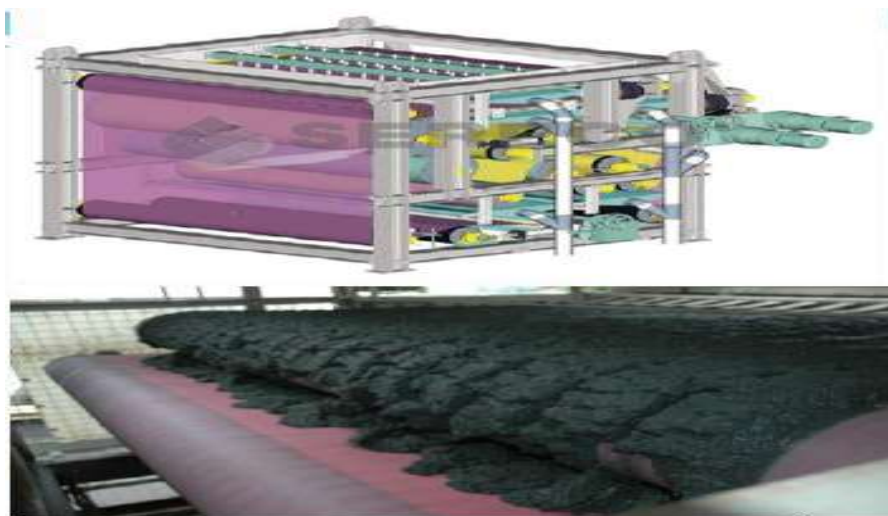


Figure II.5.7 : La déshydratation des boues



Figure II.5.8 : La boue destinée à la décharge.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abdelaziz R, 2006 « Cours de Hydraulique générale ». Polycopie de Génie civil, Université de Béchar
- Atteia, A. Chimie et pollutions des eaux souterraines, édition Tec et Doc (2005), 400 p.
- BENDIDA A., 2019 «Épuration des eaux usées par un système de marais artificiels : Approches et modélisation » thèse de doctorat. Université des sciences et de la technologie Mohamed Boudiaf Oran.
- Bonnin J. Hydraulique urbaine, 5^{ème} édition Eyrolles, Paris, (1977) , 228 p.
- Brière, F., 1997 « distribution et collecte des eaux », édition de l'école polytechnique de Montréal.
- Degremont Mémento . Technique de l'eau 2^{ème} édition tome 1 édition Lavoisier, Paris, France, (2005).
- Desjardins, R. Le Traitement des Eaux, Ed. Ecole Polytechnique de Montréal, (1997), 303 p.
- DJIDEL M., 2008 «Pollution minérale et organique des eaux de la nappe superficielle de la cuvette d'Ouargla (Sahara septentrional, Algérie)» thèse de doctorat. Université de Badji Mokhtar Annaba .
- Edeline, F. L'épuration biologique des eaux : Théorie et technologie des réacteurs, Ed. Cebedoc, liège, (1993), 298 p.
- Gaid, A. Epuration biologique des eaux usées urbaines, Tome 1, Ed. OPU, Alger, (1984), 261 p.
- Gaid, A. Epuration biologique des eaux usées urbaines, Tome 2, Ed. OPU, Alger, (1984), 234 p.
- Gomella, C. et Guerree, H. Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales, Tome 2 : Le traitement, Ed. Eyrolles, Paris (1982), 260p.
- KENDOUCI M.A., 2018 « Étude De Risque De Pollution Des Eaux Souterraines De La Ville De Béchar Et Valorisation Du Sable En Vue De Son Utilisation En Traitement Des Eaux Usées» thèse de doctorat. Université des sciences et de la technologie Mohamed Boudiaf Oran.

- Nebil, B., 2010 «Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phyto absorption des éléments métalliques», Thèse de doctorat, l'Université de Sfax.Tunis.
- OMS, 1989 « L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquiculture : recommandation a visées sanitaires». Organisation Mondiale de la Santé, Genève
- Ouali, M. Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux 2^{ème} Edition, office des publications universitaires, Alger (2008) 156 p.
- Rodier J. 2005 «L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer». 8^{ème} Edition. Dunod, Paris.
- Rodier, J. L'Analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 9^{ème} Edition Dunod, (2009).
- Sigg, L, Behra, P et Werner S. Chimie des milieux aquatiques- Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, édition Dunod (2006) .
- TOUAIBIA, B., 2003 «Cours d'hydrologie » Ecole nationale supérieure de l'hydraulique de Blida.
- Valiron, F. Gestion des eaux d'alimentation en eau et assainissement, Ed. Presses Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, (1990), 350 p.