



**MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA  
RECHERCHE SCIENTIFIQUE**

**CENTRE UNIVERSITAIRE ABDELHAFID BOUSOUF - MILA**

**INSTITUT DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE**

**DEPARTEMENT GENIE CIVIL ET HYDRAULIQUE**

**NOTES DE COURS TRAITEMENT ET EPURATION DES  
EAUX**

## Sommaire

Chapitre 1 : CONSIDERATION D'ENSEMBLE SUR LES EAUX NATURELLES.....	5
1. LES EAUX NATURELLES.....	5
1.1. LES EAUX SOUTERRAINES .....	5
1.1.1. Origine.....	5
1.1.2. Caractéristiques générales.....	5
1.1.3. Potabilité.....	5
1.1.4. Eaux minérales et eaux de source .....	6
1.2. LES EAUX DE SURFACE .....	6
1.2.1. Origine.....	6
1.2.2. Caractéristiques générales.....	6
1.2.3. Potabilité des eaux de surface .....	8
1.3. EAUX DE MER ET EAUX SAUMATRES .....	8
Chapitre 2 : TRAITEMENT DES EAUX POTABLES .....	9
2.1. QUANTITÉS NÉCESSAIRES .....	9
2.2. POURQUOI TRAITER? .....	9
2.3. CRITÈRES DE CHOIX.....	9
2.4. IMPURETÉS DE NATURE BIOLOGIQUE .....	9
2.4.1. Bactéries et virus.....	9
2.4.2. Micro-organismes divers phytoplancton et zooplancton.....	10
2.5. IMPURETÉS MINÉRALES .....	10
2.6. IMPURETÉS ORGANIQUES.....	10
2.7. TRAITEMENT DES EAUX DE CONSOMMATION .....	11
2.8. PROCESSUS ÉLÉMENTAIRES DU TRAITEMENT DE L'EAU .....	12
2.8.1 DÉGRILLAGE .....	12
2.8.1.1 Les grilles manuelles .....	12
2.8.1.2 Les grilles mécaniques .....	12
A. Les grilles courbes.....	12
B. Les grilles droites .....	12
C. Grilles mécaniques à nettoyage par l'aval .....	13
2.8.2 TAMISAGE .....	15
2.8.2.1 Macro-tamis rotatifs .....	16
2.8.2.2 Tamis fixes à nettoyage par raclage.....	17
2.8.2.3 Tamis à chaîne filtrante à auto-nettoyage continu.....	17
2.8.2.4 Tamis auto-nettoyants statiques ou rotatifs.....	17

2.8.2.4 Filtres mécaniques .....	18
2.8. 3. COAGULATION – FLOCCULATION.....	18
2.8.3.1. Matières en suspension et colloïdes.....	18
2.8.3.2. Rôle de la coagulation - flocculation .....	19
2.8.3.3. Les suspensions colloïdales.....	19
2.8.3.4. Théorie de la double couche.....	20
2.8.3.5. Le potentiel Zéta .....	20
2.8.3.6. La théorie chimique .....	21
<b>1. Présentation</b> .....	21
<b>2. Importance du gradient de vitesse (G)</b> .....	22
<b>3. Les coagulants</b> .....	23
<b>4. Les flocculants</b> .....	23
<b>5. Flocculants organiques (polymères naturels)</b> .....	24
2.8. 4. DÉCANTATION.....	24
2.8. 4. 1. DIFFÉRENTS TYPES DE DÉCANTATION.....	24
<b>A. Décantation des particules grenues</b> .....	24
<b>A.1. Théorie</b> .....	24
<b>A.2. Régime hydraulique</b> .....	25
<b>A.3. Conditions de capture</b> .....	25
<b>A.4. Décantation dite des particules flocculées</b> .....	26
<b>B. Décantation en piston des particules flocculées</b> .....	27
2.8. 4. 2. CALCUL DES DÉCANTEURS .....	27
<b>A. Influence de la charge hydraulique superficielle</b> .....	27
<b>B. Influence du flux massique</b> .....	28
2.8. 4.3. STRUCTURE DES DECANTEURS.....	28
2.8. 5. FILTRATION.....	28
2.8. 5.1. Loi générale.....	28
2.8. 5.2. Mécanismes de capture .....	29
2.8. 5.3. Mécanismes de fixation .....	29
2.8. 5.4. Mécanismes de détachement.....	29
2.8. 5.5. Colmatage et lavage du matériau filtrant .....	30
2.8. 5.6. Choix du mode de filtration .....	30
2.8. 5.7. Types de filtres .....	30
2.8. 6. OXYDATION – DÉSINFECTION .....	31
2.8. 6. 1 OXYDATION PAR L'AIR.....	31
2.8. 6. 2 OXYDATION ET DÉSINFECTION PAR LE CHLORE.....	32

<b>A. Sources de chlore</b> .....	32
<b>B. Domaines d'emploi</b> .....	32
<b>C. Mise en contact</b> .....	32
2.8. 6. 3 OXYDATION ET DÉSINFECTION PAR LE DIOXYDE DE CHLORE .....	32
<b>A. Mode de préparation</b> .....	32
<b>B. Domaine d'emploi</b> .....	33
<b>C. Mise en œuvre</b> .....	33
2.8. 6. 4 OXYDATION ET DÉSINFECTION PAR L'OZONE .....	33
<b>A. Caractéristiques physiques et thermodynamiques</b> .....	33
<b>B. Domaines d'utilisation</b> .....	33
2.8. 7. TRAITEMENTS SPECIFIQUES .....	33
2.8. 7.1. DEFFERISATION (ÉLIMINATION DU FER) .....	33
<b>A. États naturels du fer</b> .....	33
<b>B. Déferrisation avec décantation</b> .....	35
<b>C. Traitement associé à une décarbonatation</b> .....	35
2.8. 7.2. DEMANGANISATION (ÉLIMINATION DU MANGANÈSE).....	35
<b>A. État naturel</b> .....	35
<b>B. Oxydation par l'oxygène</b> .....	35
<b>C. Oxydation par le dioxyde de chlore</b> .....	36
<b>D. Oxydation par le permanganate de potassium</b> .....	36
Chapitre 3 : EPURATION DES EAUX USEES URBAINES .....	37
3.1. LES EAUX USEES URBAINE.....	37
3.1.1 PARAMETRES DE LA POLLUTION.....	37
3.1.2 OBJECTIFS DU TRAITEMENT .....	38
3.1.3 ÉTAPES DU TRAITEMENT.....	38
3.1.3.1 PRETRAITEMENT .....	38
<b>3.1.3.1.1 Dégrillage</b> .....	38
<b>3.1.3.1.2 Dessablage</b> .....	39
<b>3.1.3.1.3 Déshuilage-Dégraissage</b> .....	39
<b>3.1.3.1.4 Décantation</b> .....	39
<b>A. Décantation classique</b> .....	40
<b>B. Décantation lamellaire</b> .....	40
3.1.3.2 TRAITEMENT PRIMAIRE .....	41
3.1.3.3 TRAITEMENT SECONDAIRE .....	42
<b>3.1.3.3.1 ÉPURATION PAR VOIE ANAEROBIE</b> .....	42
<b>3.1.3.3.2 EPURATION PAR VOIE AEROBIE</b> .....	42

<b>A. Les procédés extensifs .....</b>	<b>42</b>
<b>A.1 L'épandage .....</b>	<b>42</b>
<b>A.2 Le lagunage.....</b>	<b>42</b>
<b>A.2.1 Les lagunes naturelles.....</b>	<b>43</b>
<b>A.2.2 Les lagunes aérées .....</b>	<b>43</b>
<b>B. Les procédés intensifs .....</b>	<b>43</b>
<b>B.1 Les procédés à cultures fixes .....</b>	<b>43</b>
<b>B.1.1 Les lits bactériens .....</b>	<b>43</b>
<b>B.1.2 Les disques biologiques .....</b>	<b>44</b>
<b>B.1.3 Les bio-filtres .....</b>	<b>44</b>
<b>B.2 Les procédés à cultures libres : boues activées.....</b>	<b>46</b>
3.1.3.4 <b>TRAITEMENT TERTIAIRE (COMPLEMENTAIRE).....</b>	<b>47</b>
3.1.3.4 1 <b>ELIMINATION DE LA POLLUTION AZOTEE .....</b>	<b>48</b>
3.1.3.4 2. <b>ELIMINATION DU PHOSPHORE .....</b>	<b>49</b>
3.1.3.4.3. <b>LA DESINFECTION.....</b>	<b>50</b>
3.1.3.4.4. <b>TRAITEMENT DES BOUES RESIDUAIRES.....</b>	<b>50</b>

# Chapitre 1 : CONSIDERATION D'ENSEMBLE SUR LES EAUX NATURELLES

---

## 1. LES EAUX NATURELLES

Les réserves disponibles d'eaux naturelles sont constituées des eaux souterraines (infiltration, nappes), des eaux de surface retenues (barrages, lacs, rivières) ou en écoulement et des eaux de mer.

### 1.1. LES EAUX SOUTERRAINES

#### 1.1.1. Origine

La porosité et la structure du terrain déterminent le type de nappe et le mode de circulation souterraine.

Une nappe peut être **libre**. Elle est alors alimentée directement par l'infiltration des eaux de ruissellement. Le niveau de cette nappe fluctue en fonction de la quantité d'eau retenue.

Une nappe peut être **captive**. Elle est alors séparée de la surface du sol par une couche imperméable. Elle est généralement plus profonde.

Un cas particulier est représenté par les **nappes alluviales**: ce sont les nappes situées dans les terrains alluvionnaires sur lesquels circule un cours d'eau. La qualité de ces eaux est alors directement influencée par la qualité de l'eau de la rivière.

Le **stockage et la circulation** de l'eau de nappe peuvent se situer dans la totalité de la couche géologique considérée: c'est le cas des terrains poreux tels que sables, grès, alluvions. Ils peuvent s'établir dans des fissures ou fractures de roches compactes. Les roches compactes à fissures étroites sont représentées par la plupart des roches éruptives ou métamorphiques. Ces roches ne sont pas intrinsèquement perméables. L'eau pénètre les roches et y circule grâce aux fissures localisées et dispersées.

Les roches compactes à fissures larges ou à cavernes sont typiquement représentées par les terrains calcaires: les fissures originelles sont progressivement élargies par dissolution dans l'eau chargée de gaz carbonique qui y circule; on aboutit à des cavernes importantes, avec parfois formation de vrais cours d'eau souterrains; c'est le relief **karstique**. On peut aussi trouver rarement des marnes et exceptionnellement du grès.

#### 1.1.2. Caractéristiques générales

La nature géologique du terrain a une influence déterminante sur la **composition chimique** de l'eau retenue. A tout instant, l'eau est en contact avec le sol dans lequel elle stagne ou circule: il s'établit un équilibre entre la composition du terrain et celle de l'eau. Les eaux circulant dans un sous-sol sablonneux ou granitique sont acides et peu minéralisées. Les eaux circulant dans des sols calcaires sont bicarbonatées calciques.

Le tableau 1 donne les caractéristiques des eaux souterraines selon les principaux paramètres analytiques. Parmi les caractéristiques de ces eaux, il faut retenir une faible turbidité, une température et une composition chimique constantes, l'absence presque générale d'oxygène. Dans le cas des nappes en milieu fermé, principalement en circulation de type karstique, on peut cependant relever des variations brutales dans la composition de l'eau, avec apparition de turbidité et de pollution diverses. Ces variations sont liées à celles du débit de la nappe engendrées par les précipitations. En outre, les eaux souterraines sont souvent d'une grande pureté bactériologique.

#### 1.1.3. Potabilité

Les eaux souterraines ont, pendant longtemps, été synonymes "d'eaux propres" et répondant naturellement aux normes de potabilité. Ces eaux sont en effet moins sensibles aux pollutions accidentelles. Une nappe libre, étant alimentée par toute la surface du sol située au-dessus d'elle, est plus sensible qu'une nappe captive. Les nappes alluviales sont aussi menacées sur toute leur surface et par l'ensemble des affluents de la rivière. Lorsqu'une nappe souterraine a été polluée, il est très difficile de récupérer sa pureté originelle: les polluants ayant contaminé la nappe sont en effet non seulement présents dans l'eau, mais également fixés et adsorbés sur les roches et minéraux du sous-sol.

Les eaux souterraines peuvent aussi contenir des éléments à des concentrations dépassant largement les normes de potabilité. Ceci est dû à la composition du terrain de stockage. On peut citer Fe, Mn, H<sub>2</sub>S, F... Les eaux souterraines doivent être traitées avant distribution toutes les fois que la concentration d'un ou plusieurs éléments dépasse la valeur autorisée par les règlements en vigueur.

#### 1.1.4. Eaux minérales et eaux de source

Les eaux minérales sont des eaux profondes qui peuvent contenir certains éléments en concentration supérieure à la concentration autorisée pour les eaux potables et qui sont douées de propriétés thérapeutiques reconnues. Elles sont distribuées en bouteille, avec parfois certains traitements bien définis comme décantation naturelle, déferrisation par simple aération, élimination et/ou réincorporation du CO<sub>2</sub> originel.

Les eaux de source sont des eaux qui, contrairement aux eaux minérales, doivent répondre, à l'émergence, aux critères de potabilité, et ne peuvent subir aucun traitement.

A ces deux types d'eaux, on peut opposer le terme "**eaux de table**" qui correspond à des eaux embouteillées dont le seul critère est de répondre aux normes de potabilité, tout traitement préalable étant autorisé.

## 1.2. LES EAUX DE SURFACE

Ce terme englobe toutes les eaux circulant ou stockées à la surface des continents.

### 1.2.1. Origine

Elles ont pour origine, soit des nappes profondes dont l'émergence constitue une source de ruisseau, de rivière, soit les eaux de ruissellement. Ces eaux se rassemblent en cours d'eau, caractérisés par une surface de contact eau-atmosphère toujours en mouvement et une vitesse de circulation appréciable. Elles peuvent se trouver stockées en réserves naturelles (lacs) ou artificielles (retenues, barrages) caractérisées par une surface d'échange eau atmosphère quasiment immobile, une profondeur qui peut être importante et un temps de séjour appréciable.

### 1.2.2. Caractéristiques générales

La **composition chimique** des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par l'eau durant son parcours dans l'ensemble des bassins versants. Au cours de son cheminement, l'eau dissout les différents éléments constitutifs des terrains. Par échange à la surface eau-atmosphère, ces eaux se chargent en gaz dissous (oxygène, azote, gaz carbonique).

Le tableau 1 donne les éléments caractéristiques des eaux de surface par rapport aux eaux souterraines. Il faut noter

- présence quasi-générale de gaz dissous, en particulier l'oxygène,
- concentration importante en **matières en suspension**, tout au moins pour les eaux courantes. Ces matières en suspension sont très diverses, allant des particules colloïdales aux éléments figurés entraînés par les rivières en cas d'augmentation importante du débit. Dans le cas des eaux de barrage, le temps de séjour provoque une décantation naturelle des éléments les plus grossiers: la turbidité résiduelle est alors colloïdale,
- présence de **matières organiques** d'origine naturelle provenant de la décomposition des organismes végétaux ou animaux vivant à la surface du bassin versant ou dans la rivière et qui se décomposent après leur mort (végétaux, animaux...),
- présence de **plancton**: les eaux de surface sont le siège d'un développement important de phytoplancton (algues...) et de zooplancton. Dans certaines conditions, une vie aquatique intense peut se développer: développement de végétaux macro-phytes, de poissons.
- **variations journalières** (différence de température, d'ensoleillement) ou saisonnières: variations climatiques (température, fonte des neiges), de végétation (chute des feuilles). Elles peuvent être aléatoires: pluies soudaines, orages, pollutions accidentelles. Dans les retenues d'eau de surface, la qualité de l'eau varie de la surface de l'eau jusqu'au fond de la retenue (O<sub>2</sub>, Fe, Mn, oxydabilité, plancton). Le profil de chacun de ces paramètres varie lui-même en fonction des périodes de l'année,
- pollution organique conduisant souvent à l'eutrophisation des eaux.

**Tableau 1** : Principales différences entre eaux de surface et eaux souterraines.

<b>Caractéristique</b>	<b>Eaux de surface</b>	<b>Eaux souterraines</b>
Température	variable suivant saisons	relativement constante
Turbidité, MES (vraies ou colloïdales)	variable, parfois élevée	faible ou nulle (sauf en terrain karstique)
Couleur	liée surtout aux MES (argiles, algues...) sauf dans les eaux très douces et acides (acides humiques)	liée surtout aux matières en solution (acides humiques par exemple)
Minéralisation globale	variable en fonction des terrains, des précipitations, des rejets...	sensiblement constante en général nettement plus élevée que dans les eaux de surface de la même région
Fe et Mn divalents (à l'état dissous)	généralement absents, sauf en profondeur des pièces d'eau en état d'eutrophisation	généralement présents
CO <sub>2</sub> agressif	généralement absent	souvent présent en grande quantité
O <sub>2</sub> dissous	le plus souvent au voisinage de la saturation. Absent dans le cas d'eaux très polluées	absent la plupart du temps
H <sub>2</sub> S	généralement absent	souvent présent
NH <sub>4</sub>	présent seulement dans les eaux polluées	présent fréquemment sans être un indice systématique de pollution bactérienne
Nitrates	peu abondants en général	teneur parfois élevée
Silice	teneur en général modérée	teneur souvent élevée
Micropolluants minéraux et organiques	présents dans les eaux de pays développés, mais susceptibles de disparaître rapidement après suppression de la source	généralement absents, mais une pollution accidentelle subsiste beaucoup plus longtemps
Éléments vivants	bactéries (dont certaines pathogènes), virus, plancton (animal et végétal)	ferrobactéries fréquentes
Solvants chlorés	rarement présents	souvent présents
Caractère eutrophe	fréquent Accentué par les températures élevées	non

### 1.2.3. Potabilité des eaux de surface

Les eaux de surface sont rarement potables sans aucun traitement. Outre les éléments signalés en 1.2.2., les eaux de surface sont généralement polluées bactériologiquement. De plus, elles peuvent présenter plusieurs pollutions :

- d'origine urbaine: les rejets provenant de la collecte des ERU (métabolisme de l'homme, confort domestique), après leur traitement en station d'épuration,
- d'origine industrielle: polluants et micropolluants organiques (hydrocarbures, solvants, produits de synthèse, phénols) ou inorganiques (métaux lourds, ammoniacque, produits toxiques),
- d'origine agricole: engrais et produits pesticides ou herbicides entraînés par les eaux de pluie et le ruissellement. Également rejets organiques dus à la présence d'élevages importants.

### 1.3. EAUX DE MER ET EAUX SAUMATRES

Le tableau 2 donne la composition d'une eau de mer "standard" (type ASTM : American Society for Testing and Materials). Ces eaux sont caractérisées par une **salinité** importante, qui peut varier selon les origines :

**Tableau 2** : Analyse standard d'eau de mer - pH = 8,2 - 8,3.

			°F		
Dureté totale (TH).....			650	Alcalinité libre .....	
Dureté carbonatée.....			15	Titre alcalimétrique (TA).....	
Dureté permanente.....			635	Titre alcalimétrique complet (TAC).....	
Dureté calcique (TCa).....			110	Sels d'acides forts (SAF).....	
Dureté magnésienne (TMg).....			540	Salinité totale .....	
				°F	
Anions	mg.l <sup>-1</sup>	méq.l <sup>-1</sup>	Cations	mg.l <sup>-1</sup>	méq.l <sup>-1</sup>
chlorure Cl <sup>-</sup>	19 880	560	calcium Ca <sup>2+</sup>	440	22
sulfate SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	2 740	57	magnésium Mg <sup>2+</sup>	1315	108
nitrate NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	-	sodium Na <sup>+</sup>	11040	480
bicarbonate HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	183	3	potassium k <sup>+</sup>	390	10
bromure Br <sup>-</sup>	68	0,9	strontium	1,3	0,3
	22 871	620,9		13186,3	620,3
<b>Salinité totale: 36,4 g.l<sup>-1</sup></b>					

Certaines **caractéristiques physiques** de l'eau de mer sont particulièrement importantes: turbidité, matières en suspension, nombre de particules (de plus de 2 ou 5 µm par ml ou 100 ml), indice de colmatage. Elles sont très **variables** selon la localisation

- en pleine mer, les MES sont représentées essentiellement par le zooplancton et le phytoplancton, dont la valeur est de quelque mg.l<sup>-1</sup>,
- près des rivages: la teneur en sable peut être importante selon l'agitation (vent, marées) et la profondeur (présence d'un plateau continental).

De plus, à proximité des agglomérations, la pollution par des rejets urbains et industriels peut devenir prépondérante: la teneur en MES peut varier de plusieurs dizaines de mg.l<sup>-1</sup> à une ou deux centaines,

- dans les estuaires, la rencontre du courant fluvial avec l'eau de mer et l'influence de la marée (avec remontée de l'eau de mer dans le lit du fleuve et présence d'un mascaret) sont la cause de variations importantes de la salinité et de la teneur en MES de l'eau prélevée en un point donné. L'agitation provoquée par l'inversion du courant remet en suspension des sédiments, avec formation d'un "bouchon" dont la teneur en MES peut atteindre plusieurs g.l<sup>-1</sup>, la teneur en plancton peut également être très variable selon les conditions géographiques (mer peu profonde et peu agitée) et climatiques (floraison d'algues en mer du Nord par exemple).

## Chapitre 2 : TRAITEMENT DES EAUX POTABLES

---

### 2.1. QUANTITÉS NÉCESSAIRES

On admet que l'homme consomme, en moyenne, 2 litres d'eau par jour pour la boisson et la cuisson des aliments. Cette quantité dépend des conditions climatiques et peut aller jusqu'à 3 ou 4 litres en pays chaud, mais reste faible par rapport à la consommation domestique de l'eau.

Celle-ci peut varier de quelques litres par jour dans les pays sans adduction publique et à faible confort ménager, jusqu'à plusieurs centaines de litres dans les pays très développés.

### 2.2. POURQUOI TRAITER?

Dans tous les cas, l'eau mise à disposition du consommateur dans le réseau de distribution doit être traitée, même si l'homme n'en consomme directement qu'une très faible proportion. Il est en effet dangereux pour la santé et économiquement prohibitif d'envisager un double réseau de distribution, l'un des réseaux distribuant l'eau destinée à la consommation et l'autre réseau distribuant l'eau destinée aux autres usages.

Quel que soit l'usage qu'en fera le consommateur, l'eau arrivant au robinet de ce consommateur doit donc être "potable".

Il est nécessaire de traiter l'eau chaque fois que l'un des paramètres analytiques est supérieur aux normes en vigueur dans le pays considéré. L'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) établit pour chaque paramètre, des recommandations qui doivent être adaptées dans chaque pays, en fonction de l'état sanitaire et des considérations économiques de ce pays, pour aboutir aux normes réglementaires nationales.

### 2.3. CRITÈRES DE CHOIX

Le choix de l'eau à traiter avant distribution dépend de plusieurs facteurs. Pour chacune des ressources dont on dispose (eau souterraine, eau de surface courante ou stockée), on évalue :

- **la quantité**: la "source" doit être capable de fournir, en toute circonstance, la quantité d'eau nécessaire. Dans les pays à précipitations très variables, il peut être nécessaire de prévoir un barrage pour retenir pendant les périodes de pluies la quantité dont on aura besoin en période sèche,

- **la qualité**: la qualité de l'eau brute dont on dispose doit être compatible avec la législation en vigueur dans certains pays. Il faut déterminer le procédé de traitement le mieux adapté pour potabiliser cette eau. Ce procédé doit être évalué en tenant compte de la variabilité de la qualité de l'eau au cours des années précédentes (variations journalières, saisonnières, climatiques) et des variations potentielles que l'on peut supposer pour le futur (construction d'un barrage par exemple). Il faut, en outre, se rappeler que, eau souterraine n'est pas synonyme d'eau pure de nombreuses nappes sont en effet polluées soit bactériologiquement, soit par des nitrates, des produits phytosanitaires, des solvants chlorés ou des hydrocarbures.

- **l'économie**: il faut ensuite comparer les coûts d'investissement et de fonctionnement relatifs à chacune des ressources disponibles, pour assurer à la fois la quantité et la qualité de l'eau à distribuer stockage et transport de l'eau brute, traitement de l'eau, stockage et transport de l'eau traitée.

### 2.4. IMPURETÉS DE NATURE BIOLOGIQUE

Toutes les eaux sont susceptibles d'être polluées par des micro-organismes.

#### 2.4.1. Bactéries et virus

Les **bactéries test** de contamination fécale sont apportées par les rejets d'eaux résiduaires urbaines effectués dans l'environnement, que ce soit avec ou sans traitement. Ces bactéries sont le révélateur d'une contamination possible par des bactéries ou virus, pathogènes pour l'homme.

Le développement de **germes banals** peut créer de graves problèmes dans les réseaux de distribution: consommation de l'oxygène dissous, corrosion, apparition de mauvais goûts.

#### 2.4.2. Micro-organismes divers phytoplancton et zooplancton

Les eaux de surface contiennent de nombreux organismes constituant le phytoplancton et le zooplancton. Plusieurs de ces organismes, sécrètent des composés (comme la géosmine) donnant à l'eau un goût et une odeur désagréable. D'autres sont pathogènes pour l'homme (amibes).

La présence d'algues et de macro-organismes dans le réseau (Asellus, Copépodes, Nématodes : crustacés vivant dans l'eau) est désagréable pour le consommateur, et leur développement peut aboutir à des désordres importants (prolifération, dépôts, apparition de conditions anaérobies).

De plus, pendant leur développement ou au moment de leur mort, certains microorganismes (Cyanophycées : algues bleues ; par exemple) émettent des métabolites toxiques pour les animaux supérieurs.

#### 2.5. IMPURETÉS MINÉRALES

Certaines de ces impuretés ont une influence sur les qualités organoleptiques de l'eau, son aspect esthétique, ou son comportement dans le réseau de distribution, mais sont sans effet appréciable sur la santé du consommateur, alors que d'autres ont un effet reconnu.

##### · **La turbidité :**

C'est, avec la couleur, le premier paramètre perçu directement par le consommateur. Toutes les eaux sont turbides, mais une turbidité trop importante provoque un rejet de la part de l'utilisateur. La turbidité doit aussi être éliminée pour d'autres raisons :

- permettre une bonne désinfection de l'eau,
- éliminer tout polluant adsorbé sur les matières en suspension (métaux lourds...),
- éviter tout dépôt dans le réseau de distribution.

##### · **La couleur :**

La couleur peut être due à certaines impuretés minérales (fer...) mais également à certaines matières organiques (acides humiques, fulviques). Elle doit être éliminée pour rendre l'eau agréable à boire. L'élimination de la couleur s'accompagne également de l'élimination de certaines matières organiques indésirables (précurseurs de composés haloformés...).

##### **La minéralisation :**

L'alcalinité et la dureté participent à l'équilibre calco-carbonique de l'eau conjointement avec le pH et l'acide carbonique dissous. On cherche à distribuer une eau à l'équilibre pour éviter l'entartrage ou la corrosion des réseaux. Une quantité trop importante de sulfates a un effet sur le goût de l'eau et peut la rendre laxative. Une quantité trop importante de chlorures affecte aussi le goût de l'eau et la rend corrosive.

##### · **Les gaz dissous :**

L'H<sub>2</sub>S est révélateur de conditions anaérobies, et d'un potentiel d'oxydoréduction trop bas; il provoque de mauvaises odeurs et peut être à l'origine de corrosion. Il doit être éliminé.

##### · **L'ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup> :**

Il n'a pas d'effet appréciable sur la santé du consommateur, mais sa présence dans les eaux est un indicateur de pollution. Dans les eaux profondes, la présence de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> peut également être due aux conditions réductrices régnant dans une nappe. L'ammonium doit être éliminé dans les eaux de consommation, car c'est un aliment qui peut permettre à certaines bactéries de proliférer dans les réseaux de distribution.

#### 2.6. IMPURETÉS ORGANIQUES

De nombreuses substances organiques naturelles sont présentes dans les eaux, souterraines ou de surface. Elles se classent en six groupes principaux: substances humiques, acides hydrophiliques, acides carboxyliques, peptides et aminoacides, hydrates de carbone et hydrocarbures.

## 2.7. TRAITEMENT DES EAUX DE CONSOMMATION

Une installation de traitement d'eau destinée à la consommation doit produire, en toutes circonstances, une eau répondant aux normes (fixées dans chaque pays) alors que l'eau brute peut avoir, avant traitement, des caractéristiques variables, tout particulièrement si cette eau est une eau de surface.

Pour faire face à ces variations, la conception de installation peut faire appel à plusieurs procédés qu'il faut rechercher leur combinaison la plus judicieuse, tant au point de vue technique qu'au point de vue économique (investissement et tout de fonctionnement).

La figure 1 schématise les principales chaînes de traitement qu'on peut rencontrer, et qui doivent être complétées par des traitements spécifiques éventuellement rendus nécessaires par la présence d'un composé bien déterminé et indésirable (fluor, nitrate, calcium...).

La ligne n° 1 concerne une eau claire et sans pollution, dont le seul traitement peut être une désinfection destinée à assurer la qualité microbiologique. La ligne n° 2 concerne une eau dont les seules impuretés sont des MES. Une simple filtration avant désinfection est suffisante. Lorsque l'eau contient une faible quantité de colloïdes, ou présente une couleur plus importante, une coagulation sur filtre permet de résoudre le problème (ligne n° 3). Si la quantité de coagulant nécessaire à l'élimination des colloïdes ou de la couleur devient trop élevée le volume de flot formé devient très important, ce qui provoquerait un colmatage rapide du filtre et des lavages trop fréquents; il est indispensable de prévoir un étage de séparation du flot formé (décantation ou flottation) avant filtration (ligne n° 4). Le flot formé après (addition de coagulant) permet de bien clarifier l'eau. Ce flot a également des propriétés adsorbantes et certains polluants dissous peuvent s'adsorber à sa surface. Mais si la concentration en MO polluantes est trop importante, il peut être indispensable de mettre en place des traitements complémentaires: oxydation (ligne n° 6) ou adsorption (ligne n° 5) qui peuvent se combiner avec l'un ou l'autre des traitements de clarification.

Certaines de ces étapes de traitement micro-organismes dont l'effet peut être ont un effet biologique (ligne n° 7) : dès bénéfique pour l'eau traitée; c'est le cas qu'un procédé de traitement met en des étages de filtration (sur sable et sur œuvre une interface solide liquide, cette CAG) et, pour une faible part, du lit de interface favorise le développement de boue des appareils de décantation.

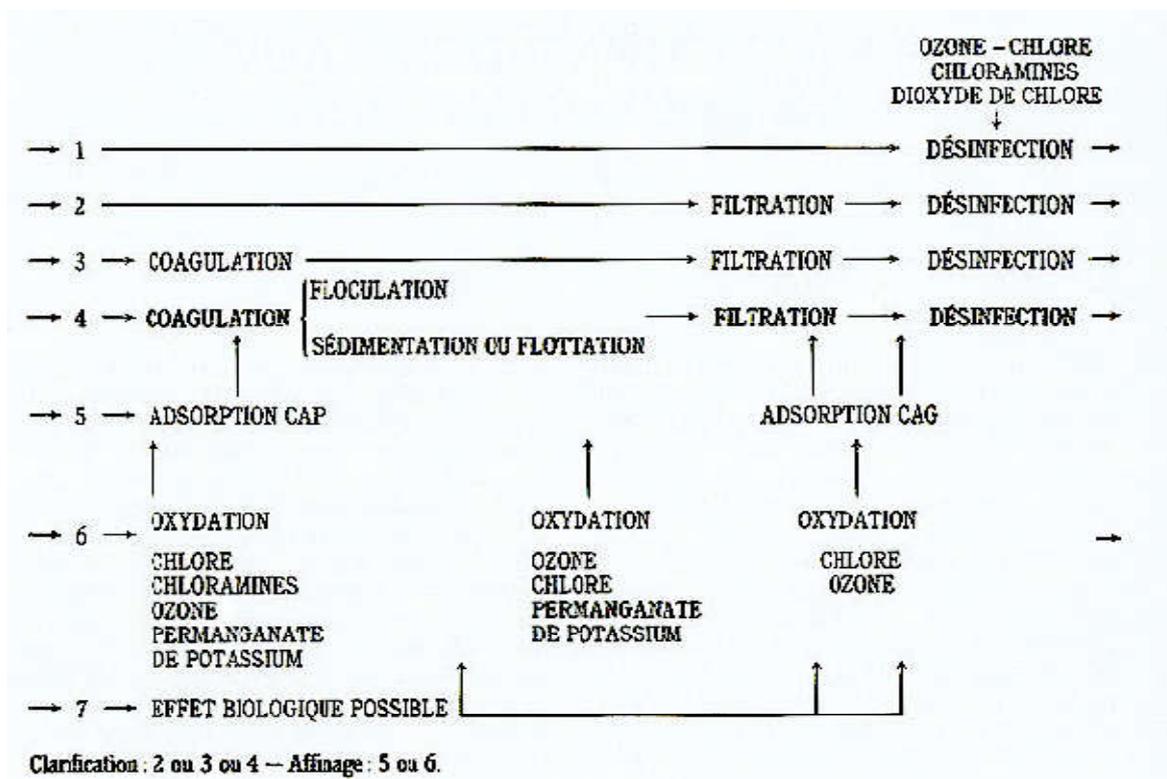


Figure 01 : Schéma des principaux traitements.

## 2.8. PROCESSUS ÉLÉMENTAIRES DU TRAITEMENT DE L'EAU

### 2.8.1 DÉGRILLAGE

Le dégrillage est une opération indispensable qui permet :

- de protéger la station contre l'arrivée intempestive de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de l'installation.
- de séparer et évacuer facilement les matières volumineuses charriées par l'eau brute qui pourraient nuire à l'efficacité des traitements suivants ou en compliquer l'exécution.

L'opération est plus ou moins efficace, en fonction de l'écartement des barreaux des grilles et l'on distingue : le dégrillage fin pour un écartement de 3 à 10 mm, le dégrillage moyen pour un écartement de 10 à 25 mm, le pré-dégrillage pour un écartement de 50 à 100 mm.

#### *Les différents types de grilles*

Le dégrillage est assuré soit par une grille à nettoyage manuel, soit obligatoirement à partir d'une certaine importance de la station par une grille à nettoyage automatique ; dite "**grille mécanique**" ou "**dégrilleur mécanique**" souvent protégée par une pré-grille à barreaux plus espacés (espacement de 50 à 100 mm) habituellement prévue à nettoyage manuel mais pouvant également être automatisée dans les installations importantes ou pour des eaux très chargées.

#### *2.8.1.1 Les grilles manuelles*

Elles sont généralement constituées de barreaux droits acier, de sections cylindriques ou rectangulaires. Elles peuvent être verticales mais sont plus souvent inclinées (angle de 60 à 80° sur l'horizontale). Dans les petites stations d'épuration rurales, les grilles sont quelquefois remplacées par des paniers perforés relevables, lorsque les collecteurs d'arrivée sont très enterrés.

#### *2.8.1.2 Les grilles mécaniques*

La mécanisation du dégrillage ne dépend pas seulement de l'importance de la station. Le désir de diminuer notablement les interventions manuelles (peu alléchantes) de nettoyage peut imposer cet appareillage, même dans des stations de traitement de faible importance. Le fonctionnement, généralement discontinu, du dispositif de nettoyage peut être commandé par une horloge électrique ou un indicateur de perte de charge différentiel, ou bien encore par une combinaison des deux systèmes.

Les dégrilleurs mécaniques peuvent être classés suivant la position du système de nettoyage en grilles à nettoyage par l'amont parmi lesquelles on distingue :

#### *A. Les grilles courbes (fig. 2)*

Avec un ou deux bras diamétraux rotatifs de nettoyage, équipées de râteaux (éventuellement de brosses sardes grilles très fines), avec éjection automatique des détritiques dans une goulotte de réception.

Ces grilles très robustes sont installées sur des collecteurs peu enterrés, prévues pour des profondeurs d'installation inférieures à 2 m par rapport au sol, leur largeur peut atteindre jusqu'à 3 m.

Ce type de grille est très bien adapté aux stations de petite ou moyenne importance.

#### *B. Les grilles droites (fig. 3 et 4)*

Dont le champ de grille est généralement incliné de 80° sur l'horizontale et qui sont conçues avec différents dispositifs de nettoyage tels que :

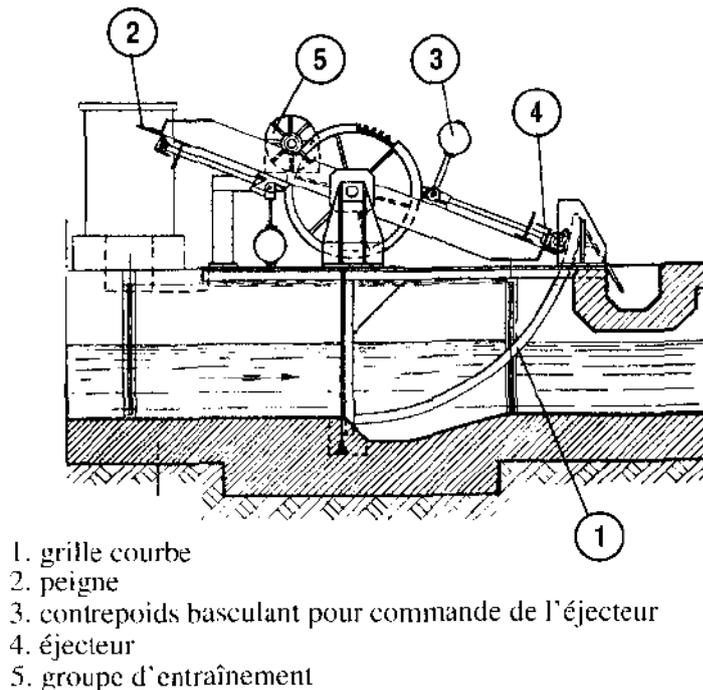
Râteau alternatif à commande par crémaillère pour hauteur moyenne de relèvement des détritiques,

- râteau ou à grappin alternatif, à commande par câbles, permettant d'obtenir une grande hauteur de relèvement des détrit
- brosses montées sur chaînes sans fin, pour dégrillage fin.

Ces différents types permettent de couvrir une gamme de débits de 100 à 40 000 m<sup>3</sup>/heure.

### C. Grilles mécaniques à nettoyage par l'aval

Equipées de râteaux peignes montés sur chaînes sans fin, elles peuvent traiter des eaux particulièrement chargées dans une gamme de débit de 500 à 30 000 m<sup>3</sup>/h. Le champ de grille, vertical ou incliné (60 à 80° sur l'horizontale), est nécessairement prolongé jusqu'au point de déversement des déchets : la nécessité de lui donner une rigidité suffisante limite la profondeur d'installation.



**Figure 02 :** Grille mécanique courbe.

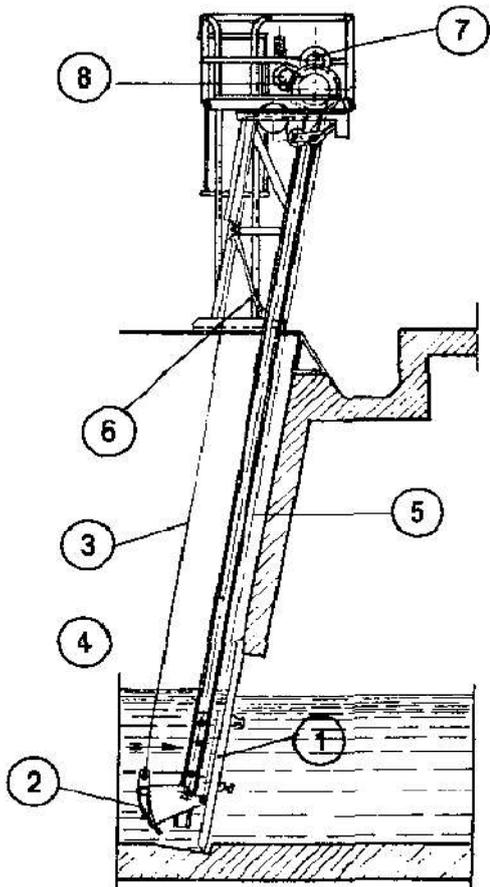


Figure 03 : Grille à câble avec grappin.

1. grille
2. grappin basculant
3. câble de grappin
4. glissières
5. câble de commande
6. éjecteur
7. groupe d'entraînement du chariot
8. groupe d'entraînement du grappin



Figure 04 : Grille mécanique droite.

➤ **Conditions d'utilisation des grilles mécaniques**

○ **Vitesse de passage de l'effluent :**

La vitesse de passage à travers les barreaux doit être suffisante pour obtenir l'application des matières sur la grille, sans pour autant provoquer une perte de charge trop importante ni entraîner un colmatage en profondeur des barreaux de la grille.

On adopte, en général, une vitesse moyenne de passage entre les barreaux comprise entre 0.50 m/s et 1 m/s. Cette vitesse peut atteindre 1.00 à 1.20 m/s au débit maximal. Suivant les vitesses et les taux de colmatage acceptés. Les grilles créent des pertes de charge de l'ordre de 0.10 à 0.20 m. Elles peuvent atteindre exceptionnellement 0.40 m environ.

○ **Espacement des barreaux :**

L'espacement des barreaux doit être choisi en fonction de la qualité du dégrillage désiré, en évitant tout excès dans un sens ou dans l'autre : si l'écartement est trop grand, l'efficacité de l'opération sera insuffisante ; s'il est trop faible, on augmentera inutilement le volume des déchets. Ce qui imposera un dispositif de nettoyage de performances plus grandes et des moyens d'évacuation et de traitement des déchets plus importants ( voir graphique "Evacuation et traitement des déchets").

○ **Possibilités de relevage des déchets :**

La grille ne doit pas être déterminée uniquement en fonction de considérations hydrauliques : le système de nettoyage mécanique doit pouvoir assurer directement le relevage et l'extraction des déchets arrêtés sur le champ de grille.

**Il faut tenir compte :**

- du volume des déchets retenus, fonction de la charge de l'effluent et de l'écartement des barreaux.
- de la nature de ces déchets.
- de la façon dont ils arrivent sur la grille,
- durée de fonctionnement : en marche normale, le dispositif de nettoyage d'une grille mécanique ne doit pas fonctionner plus de 3 à 4 heures par jour, sauf aux moments de pointes saisonnières, où la durée de marche journalière pourra atteindre 24 heures pendant quelques jours.
- Nombre de grilles : si les conditions économiques le permettent, il est souhaitable de prévoir aux moins deux grilles mécaniques fonctionnant en parallèle afin d'avoir une souplesse plus grande dans l'exploitation et l'entretien.
- Canal de grille : la grille mécanique est, généralement, placée dans un canal construit en béton. Celui-ci doit être conçu pour assurer de bonnes conditions de dégrillage. Il sera, si possible, rectiligne sur une certaine longueur en amont de la grille, pour obtenir une bonne répartition du débit sur la grille.

Il est souhaitable de prévoir un canal de "by-pass" de la grille mécanique, équipé d'une grille manuelle de secours, permettant une mise hors-service pour remise en état, et faisant également office de trop-plein de sécurité en cas de colmatage accidentel.

**2.8.2 TAMISAGE**

Le tamisage assure un dégrillage poussé par filtration des eaux brutes sur toile, treillis ou tôle perforée, à mailles plus ou moins fines. La quantité de matières solides retenue sur le tamis étant très supérieure à celle retenue par les grilles, il y a lieu de procéder automatiquement à leur nettoyage. Suivant la dimension des orifices de passage du support, c'est-à-dire la finesse de la filtration, on distingue deux variantes :

- le macro-tamisage (mailles supérieures à 0,3 mm) est destiné à retenir certaines matières en suspension, flottantes ou semi-flottantes, débris végétaux ou animaux, insectes, brindilles, algues, herbes, etc. de dimensions comprises entre 0,2 mm et quelques millimètres,

-le micro-tamissage (mailles inférieures à 100 microns) réalise les séparations des matières en suspension de très petites dimensions et peut être considéré suivant les cas, comme un traitement partiel ou total.

La technique de macro-tamissage est la seule utilisée de façon courante en station d'épuration.

Les appareils de macro-tamissage utilisables en prétraitement peuvent être classés en :

-appareils installés au fil de l'eau, à faible perte de charge : macro-tamis rotatifs, tamis fixes raclés et grilles continues à chaîne filtrante auto-nettoyante,

- appareils nécessairement alimentés par pompage : tamis auto-nettoyants statiques ou rotatifs, filtres mécaniques.

On peut aussi considérer le dispositif de nettoyage et d'extraction des déchets en distinguant les tamis à lavage par eau sous pression et les tamis à évacuation mécanique des déchets.

### 2.8.2.1 Macro-tamis rotatifs

Ces appareils, utilisables sur effluents peu chargés, peuvent traiter des débits de quelques centaines de litres par seconde à plus de 10 m³/seconde (fig. 5).

Installé dans un canal construit en béton, l'appareil se présente, soit sous forme d'un tambour cylindrique à axe horizontal, de plusieurs mètres de diamètre, lorsque le niveau liquide varie relativement peu ; soit sous la forme d'une bande rotative sur chaîne sans fin, lorsque le niveau liquide varie beaucoup (de plusieurs mètres, par exemple). Le tamisage se fait sur des panneaux filtrants équipés d'un treillis généralement métallique, présentant un vide de maille compris entre 0,3 et 3 mm.

La commande automatique du nettoyage à l'eau sous pression permet de limiter la perte de charge à 20 cm environ en marche normale. L'eau de lavage véhiculant les déchets retenus, de l'ordre de 0,5 à 1% du débit traité, peut atteindre une concentration en matières solides de l'ordre de 10 g/litre et doit faire l'objet d'un traitement séparé.

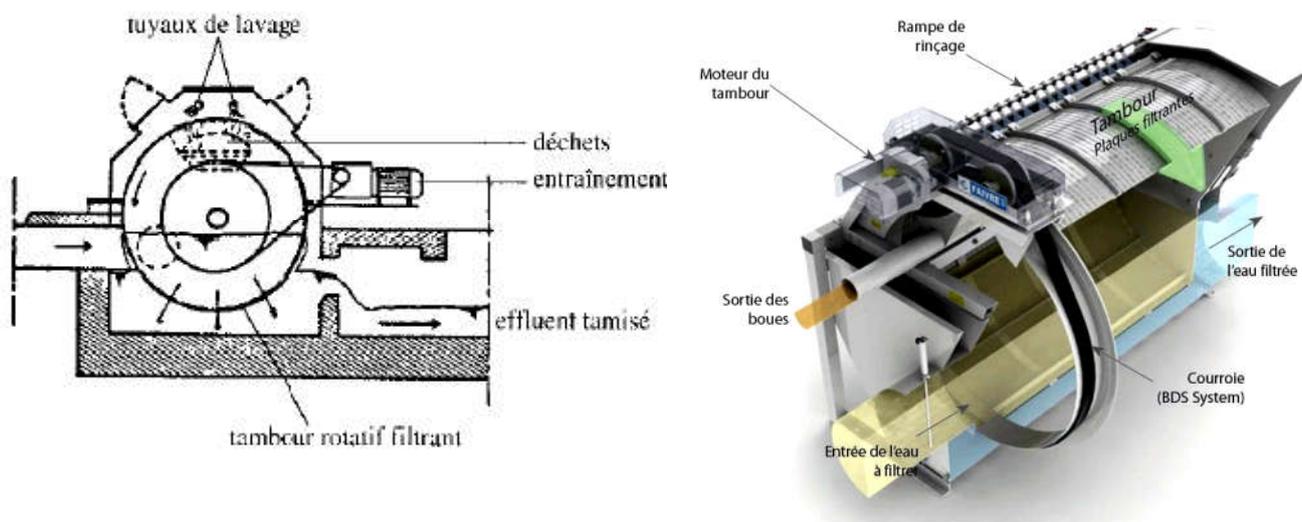


Figure 05 : Tamis Rotatif.

### 2.8.2.2 Tamis fixes à nettoyage par raclage

Ces appareils sont utilisés en général sur des eaux résiduaires d'industries alimentaires (abattoirs, conserveries) ou des effluents urbains proches de ce type d'eaux résiduaires. Ils assurent le tamisage des eaux brutes en retenant les matières en suspension sur une fine tôle perforée fixe, à orifices de 2 à 5 mm de diamètre. Les matières solides sont enlevées par des raclettes fixées sur chaîne sans fin. Le matériel peut équiper des canaux de 1 à 1,5 m de largeur et traiter des débits de l'ordre de 100 à 200 m<sup>3</sup>/h avec une perte de charge qui ne doit normalement pas dépasser 0.5 m environ.

### 2.8.2.3 Tamis à chaîne filtrante à auto-nettoyage continu

Breveté sous la dénomination "Aqua-Guard", la grille, de conception originale, combine les éléments filtrants en une chaîne articulée, permettant une séparation efficace des matières flottantes et en suspension, des eaux d'égout en vue de la protection des lits bactériens ou des décanteurs lamellaires, en particulier. La chaîne filtrante assure à elle seule les deux fonctions d'arrêt et de relèvement des déchets récupérés sur un convoyeur ou dans un container. Elle se nettoie ensuite elle-même mécaniquement de façon à présenter à l'effluent brut une surface de filtration toujours propre. L'appareil offre une très bonne capacité de relèvement et peut accepter sans problème des afflux massifs de matières solides même si elles s'avèrent très fragiles (par exemple agglomérations de graisses) dans la mesure où elles ne s'écrasent pas sur la chaîne et leur décharge en est ainsi facilitée. Cette technique de tamisage fait l'objet de petites ou de très grosses installations en couvrant des gammes de débit en fonction des dimensions des mailles de 100 à près de 6 000 m<sup>3</sup>/h par appareil.

### 2.8.2.4 Tamis auto-nettoyants statiques ou rotatifs

Ces appareils d'une finesse de tamisage de 0,25 à 2 mm sont utilisés en prétraitements d'eaux résiduaires domestiques en particulier si elles renferment des effluents d'origine industrielle.

#### \* Les tamis statiques (fig. 7)

Comportent une grille, constituée par des barrettes horizontales en acier inoxydable, droites ou incurvées, de section triangulaire. L'eau est répartie à la partie supérieure de la grille, dont l'inclinaison sur l'horizontale diminue progressivement de haut en bas de 65° à 45° environ. On obtient ainsi successivement les effets de séparation, égouttage et évacuation des matières solides.

#### \* Les tamis rotatifs

Comportent une grille cylindrique à axe horizontal, en barrettes d'acier inox de section trapézoïdale, qui tourne lentement. Les matières retenues sur la grille sont récupérées par un racleur fixe et évacuées.

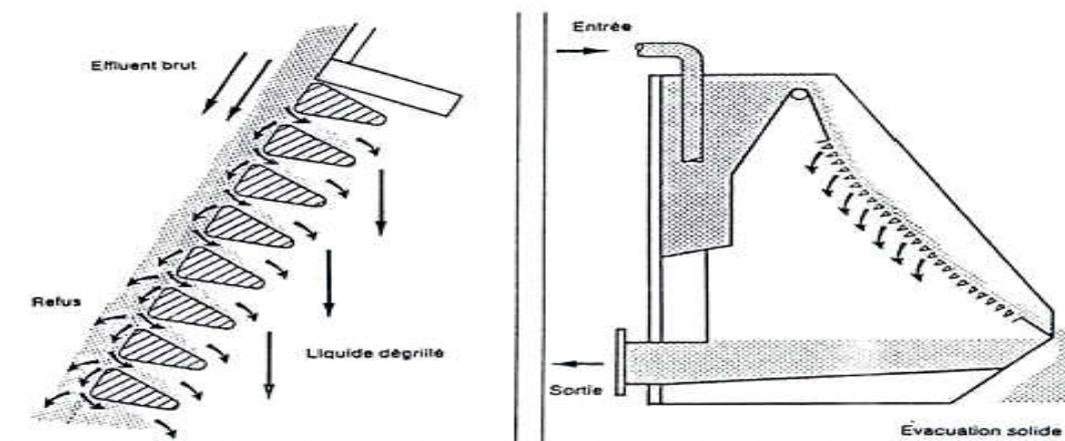


Figure 07 : Tamis statique type Hydrasieve.



**Figure 07 :** Tamis statique type Hydrasieve.

Tamis statiques et tamis rotatifs permettent de traiter des débits de l'ordre de 10 à 1000 m<sup>3</sup>/h suivant le type et la finesse de tamisage désirée. Il est nécessaire de tenir compte d'une perte de charge de l'ordre de 2 m de colonne d'eau et du fait que les déchets extraits sont collectés au pied de l'appareil.

Comme les tamis fixes raclés, ces appareils peuvent être sensibles au colmatage par des graisses figées.

#### **2.8.2.4 Filtres mécaniques**

Différents constructeurs industriels proposent des filtres alimentés par pompage dans une gamme de débits de quelques m<sup>3</sup>/h jusqu'à 5 000 m<sup>3</sup>/h

C'est le cas en particulier :

- \* des filtres cyclones à entrée tangentielle supérieure, avec tamis filtrant cylindrique en acier inox, à maille comprise entre quelques dixièmes de mm et plusieurs mm,
- \* et des filtres rotatifs à nettoyage continu, avec corps filtrants démontables, en porcelaine ou en treillis inox (orifices ou mailles de 0,1 à 1,6 mm) fixés sur un dispositif tournant, avec nettoyage par passage des corps filtrants devant une lumière isolée délivrant l'eau et les déchets à l'extérieur par contre courant.

### **2.8. 3. COAGULATION - FLOCCULATION**

#### **2.8.3.1. Matières en suspension et colloïdes**

L'eau contient de nombreux composés qui peuvent se regrouper en trois catégories :

##### **· Matières en suspension**

Ces produits peuvent être d'origine minérale (sables, limons, argiles, ...) ou organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ou fulviques par exemple). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus.

Ces substances sont responsables, en particulier, de la turbidité et de la couleur.

· **Matières colloïdales** (moins de 1 micron)

Ce sont des MES de même origine que les précédentes mais de plus petite taille, dont la décantation est excessivement lente. Elles sont également génératrices de turbidité et de couleur.

· **Matières dissoutes** (moins de quelques nanomètres)

Ce sont généralement des cations ou des anions. Une partie de la matière organique est également sous forme dissoute. On trouve aussi des gaz (O2, CO2, H2S, ...)

**2.8.3.2. Rôle de la coagulation - floculation**

Les procédés de coagulation et de floculation facilitent l'élimination des MES et colloïdales. Celle-ci est réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide liquide: décantation, flottation ou filtration. L'élimination des substances dissoutes nécessite pour chaque espèce un traitement spécifique, précédé ou non d'une coagulation -floculation, voire d'une séparation solide -liquide.

**2.8.3.3. Les suspensions colloïdales**

*A. Stabilité des suspensions colloïdales - Nécessité de la coagulation.*

Dans le tableau 01 sont répertoriés certains matériaux ou organismes avec leur dimension et l'ordre de grandeur du temps nécessaire pour que, sous la seule influence de leur poids, les particules parcourent verticalement, à 20 °C, un mètre d'eau.

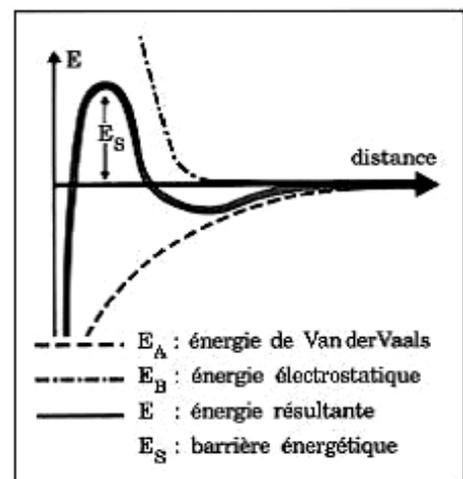
**Tableau 01 :** Temps de décantation de différentes particules.  
(D'après la loi de STOKES)

Diamètre de particule			Type de pécule	Temps de décantation pour 1 m d'eau	Surface Spécifique $m^2 \cdot m^{-3}$
mm	Pm	Å			
10	$10^4$	$10^8$	Gravier	1 seconde	$6 \cdot 10^1$
1	$10^3$	$10^7$	Sable	10 secondes	$6 \cdot 10^3$
$10^{-1}$	$10^2$	$10^6$	Sable fin	2 minutes	$6 \cdot 10^4$
$10^{-2}$	$10^1$	$10^5$	Argile	2 heures	$6 \cdot 10^5$
$10^{-3}$	1	$10^4$	Bactérie	8 jours	$6 \cdot 10^6$
$10^{-4}$	$10^{-1}$	$10^3$	Colloïde	2 ans	$6 \cdot 10^7$
$10^{-5}$	$10^{-2}$	$10^2$	Colloïde	20 ans	$6 \cdot 10^8$
$10^{-6}$	$10^{-3}$	10	Colloïde	200 ans	$6 \cdot 10^9$

Ce tableau indique également que plus la particule est petite, plus sa surface spécifique est grande. Les colloïdes sont donc des **particules impossibles à décanter naturellement**, et pour lesquelles les phénomènes de surface sont primordiaux. Ces phénomènes régissent la **stabilité des suspensions colloïdales**. En effet, les colloïdes sont soumis à deux grands types de forces :

- **force d'attraction de Vander Waals**, liée à la structure et à la forme des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu ( $E_A$ ),
- **force de répulsion électrostatique**, liée aux charges superficielles des colloïdes ( $E_B$ ).

La stabilité d'une suspension colloïdale dépend du bilan des forces d'attraction et de répulsion, dont le niveau énergétique est donné par :  $E = E_A + E_B$



**Figure 08 :** Stabilité d'une suspension colloïdale

Pour déstabiliser la suspension, il faut franchir la barrière énergétique  $E_s$ . Pour cela, et afin de favoriser l'agglomération des colloïdes, il faut diminuer les forces de répulsion électrostatique. C'est la coagulation qui réalise cette déstabilisation.

### 2.8.3.4. Théorie de la double couche

Les colloïdes présents dans l'eau brute sont très généralement chargés négativement (imperfections du réseau cristallin, ionisation des groupements chimiques périphériques, ...). Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs, présents dans l'eau brute ou ajoutés, viennent former une couche autour du colloïde. Diverses théories ont été avancées (fig.09)

- **Théorie de HELMHOLTZ:** Une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche adhérente).
- **Théorie de GOUM-CHAPMAN.** La couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde; la neutralité est obtenue à plus grande distance (couche diffuse).
- **Théorie de STERN** qui rassemble les deux précédentes et considère la formation d'une double couche. La première couche est adhérente au colloïde, le potentiel y décroît rapidement. La seconde couche est plus diffuse, avec une diminution plus lente du potentiel.

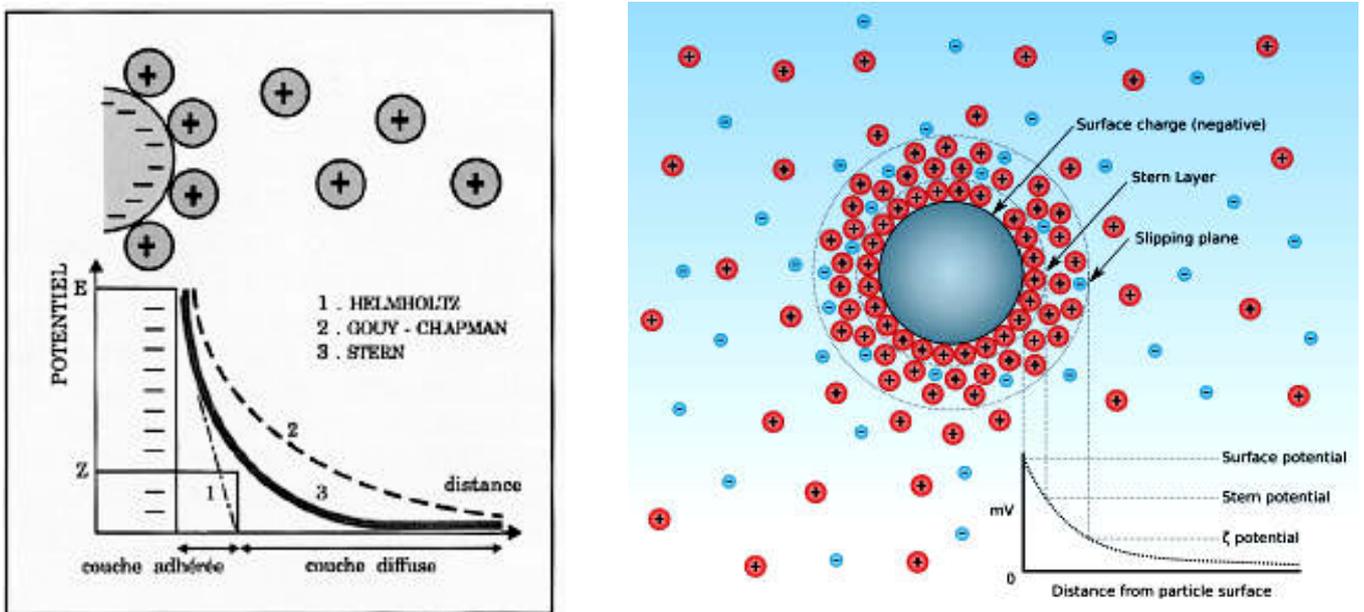


Figure 09 : Théorie de la double couche.

### 2.8.3.5. Le potentiel Zéta

Le colloïde se déplace avec une partie de sa double couche. Cette couche, liée au colloïde, correspond à la couche fixe de la théorie de Stern. Le colloïde se caractérise par deux potentiels (fig.09)

- E : Potentiel à la surface du colloïde ou potentiel thermodynamique (Nernst).
- Z : Potentiel à la surface du plan de cisaillement ou potentiel électrocinétique.

**Dans la théorie de la double couche, la coagulation est l'annulation du potentiel Zéta.**

L'appareil permettant la mesure du potentiel électrocinétique est le Zétamètre.

### 2.8.3.6. La théorie chimique

Les énergies de liaisons covalentes étant de 20 à 50 fois supérieures aux énergies électrostatiques, une "**théorie chimique**" a été également introduite pour interpréter la déstabilisation des suspensions colloïdales.

Ce modèle considère que la charge primaire d'une particule colloïdale est due à l'ionisation directe des groupements chimiques présents à sa surface (hydroxyles, carboxyles, phosphates, sulfates, ...). La déstabilisation se réalise par **réaction covalente** entre ces groupes et les ions métalliques polyvalents des coagulants.

Cette théorie montre que la précipitation simultanée d'hydroxydes métalliques et le pontage interparticulaire sont des phénomènes importants dans la coagulation.

#### Les étapes de l'agrégation

##### 1. Présentation

Diverses phases successives ou simultanées interviennent dans l'agrégation des particules (tableau 02).

**Tableau 02** : Les étapes de l'agrégation

Stade	Phénomènes	Terminologie
AJOUT DU COAGULANT	Réaction avec l'eau ionisation, hydrolyse, polymérisation	HYDROLYSE
DÉSTABILISATION	Compression de la double couche	COAGULATION
	Absorption spécifique d'ions du coagulant à la surface de la particule	
	Liaison spécifique d'ions ou d'espèces à la surface de la particule	
	Inclusion du colloïde dans un précipité d'hydroxyde	
	Liaison interparticulaire par des espèces polymériques du coagulant	
TRANSPORT	Mouvement brownien	FLOCCULATION PÉRICINÉTIQUE
	Énergie dissipée (gradient de vitesse)	FLOCCULATION ORTHO CINÉTIQUE

La **coagulation** est la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique, le **coagulant**

La **floculation** est l'agglomération de ces particules "**déchargées**" en microfloc, puis en flocons volumineux et décantables, le **floc**. Cette floculation peut être améliorée par l'ajout d'un autre réactif: le **floculant** ou **adjuvant de floculation**.

Deux phénomènes de transport régissent la floculation :

- **La floculation péricinétique** liée à la diffusion brownienne (agitation thermique).

La vitesse de floculation ou variation du nombre de particules au cours du temps est donnée par :

$$\frac{dn}{dt} = \alpha \frac{4kT}{3\eta} n^2$$

n : Nombre de particules par unité de volume  
 $\alpha$  : Fraction des chocs efficaces  
k : Constante de Boltzmann  
T : Température absolue  
 $\eta$  : Viscosité dynamique

Cette floculation n'intervient que pour de petites particules dont la taille est inférieure à 1 micron. Elle favorise la formation du micro-floc.

• **La floculation orthocinétique** est liée à l'énergie dissipée. L'efficacité de cette floculation qui permet d'obtenir le floc volumineux séparable est donnée par :

	Régime laminaire	Régime turbulent
$-\frac{dn}{dt}$	$\frac{1}{6} \alpha n^2 G^\circ d^3$	$KG^\circ n^2 d^3$

Le gradient de vitesse  $G^\circ$  n'est définissable qu'en régime laminaire, comme la différence de vitesse entre deux veines liquides adjacentes dans le plan orthogonal à leur déplacement :

$$G^\circ = \frac{dV}{dz}$$

Dans la pratique, on utilise un gradient de vitesse G correspondant au régime turbulent.

## 2. Importance du gradient de vitesse (G)

Le gradient de vitesse est défini par :

$$G = \sqrt{\frac{P}{V \cdot \eta}} = K \sqrt{\frac{P}{V}}$$

G : Gradient de vitesse moyen  $s^{-1}$

P: Puissance réellement dissipée  $m^2 \cdot kg/s^3$  (Watt)

$\eta$  : Viscosité dynamique  $kg/m \cdot s$

V : Volume occupé par le fluide  $m^3$

Cette définition de G est applicable par extension à tout type de régime hydraulique. G dépend en particulier de la température :

Température °C	K
0	23,6
5	25,6
10	27,6
15	29,6
20	31,5
30	35,4
40	38,9

Le gradient de vitesse est l'un des paramètres importants agissant sur la probabilité de rencontre des particules. Il n'est pas possible de l'augmenter exagérément. En effet, pour des valeurs trop élevées de G, le floc formé subit un cisaillement mécanique entraînant sa destruction. Les valeurs généralement admises pour G sont :

- en coagulation: jusqu'à 400, voire 1000  $s^{-1}$
- en floculation: de l'ordre de 100  $s^{-1}$ .

### 3. Les coagulants

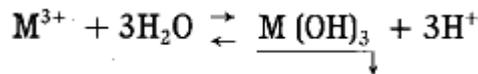
• **Cations trivalents**

La neutralisation de la charge superficielle négative du colloïde est réalisée par l'ajout de cations dans le cas de coagulants minéraux. La coagulation est d'autant plus efficace que la valence du cation est élevée (théorie de Schulze Hardy: un ion trivalent est dix fois plus efficace qu'un ion divalent). Le choix du coagulant doit tenir compte de l'innocuité du produit choisi et de son coût.

Ainsi, les sels de fer ou d'aluminium trivalents ont été, et continuent d'être, largement utilisés dans tous les traitements de coagulation d'eau.

• **Influence du Ph**

Les coagulants minéraux, par suite de leur hydrolyse, modifient les caractéristiques physico-chimiques de l'eau à traiter (pH, conductivité) :



Par ailleurs, le pH est un paramètre primordial pour l'élimination des colloïdes.

Le pH optimal constitue un compromis entre le pH nécessaire pour la coagulation (lié à la nature des colloïdes) et le pH nécessaire à la floculation (lié à la croissance du floc d'hydroxyde de fer ou d'aluminium). Il correspond en général au minimum de solubilité de l'hydroxyde considéré (optimisation de la phase floculation). Ce pH et la solubilité minimale sont fortement influencés par la force ionique et la présence de composés organiques tels que les acides humiques.

Cation	pH optimal de coagulation - floculation
Al <sup>3+</sup>	6,0 - 7,4
Fe <sup>3+</sup>	supérieur à 5

Le pH de coagulation peut être ajusté par ajout d'acide ou de base.

### 4. Les floculants

Des **polymères minéraux** (silice activée) et des **polymères naturels** (amidon, alginate) ont d'abord été utilisés. Mais, l'apparition de **polymères de synthèse** très diversifiés a fait évoluer considérablement les performances de la floculation.

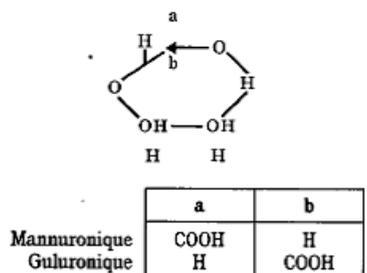
Le taux de traitement à mettre en œuvre est donné, comme pour le coagulant, par un essai de floculation. Le temps à respecter entre les ajouts du coagulant et du floculant est primordial. En effet, un floculant n'est en général efficace que lorsque la phase de coagulation est achevée. La durée de cette dernière dépend de la nature des colloïdes, mais aussi de la température de l'eau brute. Les paramètres principaux à considérer sont la taille, la cohésion du floc et sa vitesse de décantation.

L'emploi de floculants de synthèse conduit souvent à un volume de boue très inférieur. Combiné à des méthodes modernes de séparation, il peut permettre de produire des boues très épaisses, traitables directement par une unité de déshydratation.

• **Autres adjuvants minéraux**

En amont d'une décantation ou d'une filtration, certains produits sont utilisés pour charger une eau brute qui ne contient pas assez de MES. Ce ne sont pas des floculants mais ils participent à la croissance du floc et à sa densification. Ce sont par exemple :

- certaines argiles (bentonite, kaolin),
- blanc de Meudon ou carbonate de calcium précipité,



- Kieselguhr (diatomées),
- charbon actif en poudre (utilisé principalement comme adsorbant),

## 5. Floculants organiques (polymères naturels)

Ce sont des polymères naturels extraits de substances animales ou végétales.

### · Alginates

Les alginates de sodium sont obtenus à partir de l'acide alginique, lui-même extrait d'algues marines. Les constituants essentiels de cette structure polymérique sont l'acide mannuronique et l'acide guluronique. La masse molaire est de l'ordre de  $10^4$  à  $2 \cdot 10^5$ .

Ce sont des produits particulièrement efficaces comme adjuvants de floculation avec les sels ferriques. Ils peuvent donner également de bons résultats avec les sels d'aluminium. Les taux de traitement sont de 0,5 à 2 mg.l<sup>-1</sup>.

### · Amidons

Les amidons sont obtenus à partir de pommes de terre, de tapioca ou d'extraits de graines végétales. Ce sont des polymères de glucopyranose ramifiés et non linéaires parfois partiellement dégradés (OH-) ou dérivés (carboxy - éthyl-dextrone). Ils sont appliqués entre 1 et 10 mg l<sup>-1</sup>, de préférence avec des sels d'aluminium.

Amidons et alginates sont des produits solides qui doivent être préparés à une concentration de 5 à 10 g.l<sup>-1</sup>. Leur dégradation en milieu aqueux peut être rapide quand la température extérieure est élevée (plus de 20 °C). Les cuves de préparation doivent être régulièrement nettoyées (risques de fermentation).

## 2.8. 4. DÉCANTATION

La décantation est la méthode de séparation la plus fréquente des MES et des colloïdes.

### 2.8. 4. 1. DIFFÉRENTS TYPES DE DÉCANTATION

Divers types de matières décantables sont à distinguer :

- **les particules grenues** décantent indépendamment les unes des autres avec chacune une vitesse de chute constante,
- **les particules plus ou moins floculées** ont des tailles et des vitesses de décantation variables. Lorsque la concentration est faible, la vitesse de chute augmente au fur et à mesure que les dimensions du floc s'accroissent par suite de rencontres avec d'autres particules, c'est la **décantation diffuse**. Pour des concentrations plus élevées, l'abondance des floes crée une décantation d'ensemble freinée, le plus souvent caractérisée par une interface nettement marquée entre la masse boueuse et le liquide surnageant: c'est la **décantation en piston**.

### A. Décantation des particules grenues

C'est le cas le plus simple, le seul facilement décrit par des équations.

#### A.1. Théorie

Lorsqu'une particule grenue est laissée dans un liquide au repos, elle est soumise à une force motrice  $F_M$  (pesanteur) et à une force résistante  $F_T$  (traînée du fluide) résultante des forces de viscosité et d'inertie (rassemblés sous forme de floc après une étape de coagulation-floculation).

$$F_M = (\rho_s - \rho_l) g^v \quad \begin{array}{c} \uparrow F_t \\ \downarrow F_M \end{array}$$

$$F_T = \frac{C_s \rho_l v^2}{2}$$

$\rho_s, \rho_l$  : masses volumiques de la particule grenue et du fluide,

$d, s, v$  : diamètre, surface et volume de la particule grenue,

$V$  : vitesse de décantation de la particule,

$g$ : accélération de la pesanteur,

$C$  : coefficient de traînée (adimensionnel). Très vite un équilibre s'établit et la décantation de la particule assimilée à une sphère se fait à vitesse constante  $V_0$

$$V_0^2 = \frac{4}{3} \frac{(\rho_s - \rho_l) g d}{C_{Q1}}$$

## A.2. Régime hydraulique

La valeur de  $C$ , **coefficient de traînée**, est définie par la perturbation, elle-même fonction de la vitesse de chute. Cette perturbation est caractérisée par le nombre de **Reynolds de grain** défini par :

$$Re = \frac{\rho_l \bar{V} d}{\eta}$$

$Re$  = Adimensionnel, avec

$\eta$  = viscosité dynamique.

Si  $Re$  est petit, les forces de viscosité sont bien supérieures aux forces d'inertie.

Si  $Re$  est grand, les forces de viscosité sont négligeables.

Le coefficient de traînée est donné par :

$C = a Re^{-n}$  avec  $a$  et  $n$  constantes.

Re	Régime	a	n	c	Formule
$10^{-4} < Re < 1$	Laminaire	24	1	$24 \cdot Re^{-1}$	Stokes
$1 < Re < 10^3$	Intermédiaire	18,5	0,6	$18,5 Re^{-0,6}$	Allen
$10^3 < Re < 2 \cdot 10^5$	Turbulent	0,44	0	0,44	Newton

Le tableau ci-contre donne les différentes valeurs de  $a$ ,  $n$  et  $C$  en fonction du nombre de Reynolds (abaques également disponibles).

Ces formules sont à la base du calcul du mouvement des grains dans un fluide et sont utilisées en décantation (solides grenus dans un liquide, gouttes d'eau dans l'air), en ascension (bulles d'air dans l'eau, gouttes d'huile dans l'eau), en centrifugation, en fluidisation.

En régime laminaire, la loi de Stokes donne:  $V_0 = \frac{g}{18\eta} \cdot (\rho_s - \rho_l) d^2$  en unités S.I.

## A.3. Conditions de capture

### · Décantation à flux vertical

Les particules dont la vitesse de sédimentation est supérieure à la vitesse ascendante du liquide sont retenues.

### · Décantation à flux horizontal (figure 10)

- Soit un décanteur rectangulaire de longueur  $L$  et de section verticale  $s$  (où  $H$  est la hauteur d'eau et  $l$  la largeur), traversé uniformément par un débit  $Q$ .

- La vitesse d'une particule entrant dans le bassin à son niveau supérieur a deux composantes  $V_1$  : vitesse horizontale du fluide égale à  $Q/s$ ,  $V_0$ : vitesse verticale limite donnée par la loi de Stokes.

Cette particule est retenue dans le bassin si :

$$\frac{V_0}{H} > \frac{V_1}{L} = \frac{Q}{H \cdot l \cdot L}$$

$S_H$  : surface horizontale du bassin,

$V_H$  : vitesse de Hazen

(ou charge hydraulique superficielle).

$$\text{Soit : } V_0 > \frac{Q}{S_H} = V_H$$

Il est à noter que  $V_H$  est indépendant de la profondeur du bassin.

Toutes les particules ayant des vitesses de sédimentation supérieures à  $V_H$  seront théoriquement éliminées. Toutefois, si l'alimentation en eau est répartie sur toute sa hauteur, une partie des particules ayant une vitesse de décantation  $V$  inférieure à la vitesse de Hazen sera aussi retenue dans le rapport  $V/V_H$ . Dans un décanteur à flux vertical, ces particules ne seraient pas retenues.

Théoriquement, à surface horizontale égale, un décanteur à flux horizontal permet donc la séparation d'un plus grand nombre de particules (figure 11). Dans la pratique, cette différence est atténuée, voire inversée, pour les raisons suivantes liées à la décantation à flux horizontal

- difficulté de répartition hydraulique sur un plan vertical aussi bien à l'entrée qu'à la sortie de l'ouvrage,
- accumulation et collecte des boues,
- dans un décanteur circulaire à flux horizontal, la composante horizontale de la vitesse de la particule ( $V_1$ ) diminue du centre vers la périphérie et sa trajectoire devient curviligne.

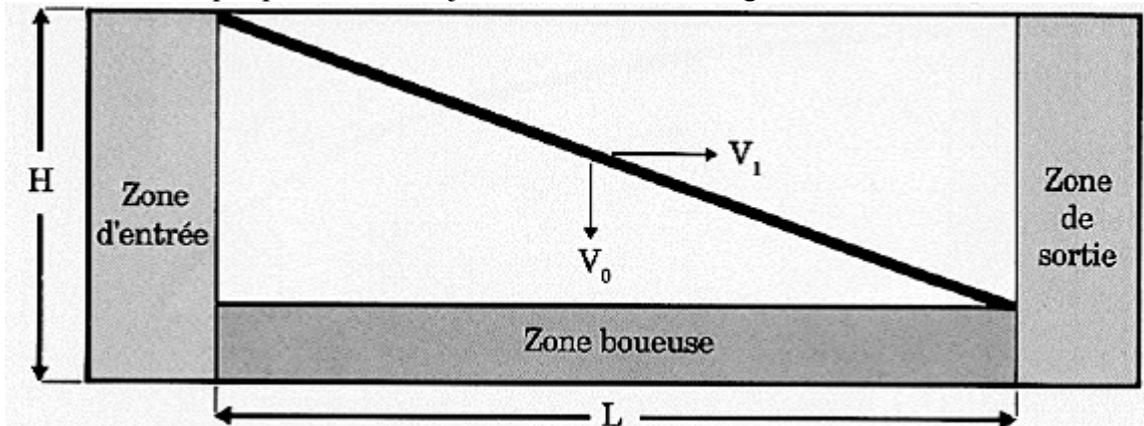


Figure 10 : Schéma de la décantation à flux horizontal (particule grenues).

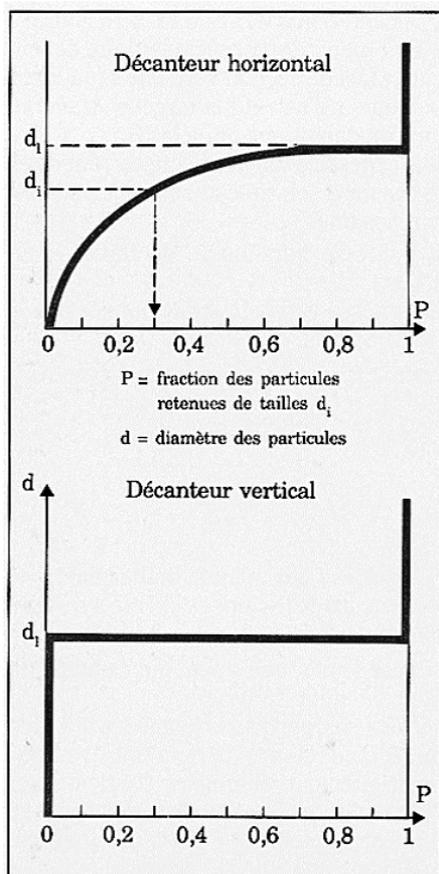


Figure 11 : Efficacité comparée des décantations Horizontale et verticale (particules grenues)

#### A.4. Décantation dize des particules floculées

Lors de la décantation, la floculation se poursuit et la vitesse de sédimentation des particules  $V_0$  augmente (figure 12). Ce processus se produit dès que la concentration en matières floculées est supérieure à environ  $50 \text{ mg.l}^{-1}$ .

L'efficacité de la décantation diffuse est liée non seulement à la charge hydraulique superficielle, mais aussi au temps de séjour.

Il n'existe pas de formule mathématique permettant le calcul de la vitesse de décantation. Des essais de laboratoire et des méthodes graphiques permettent alors de connaître cette vitesse.

La figure 13 donne les résultats d'un tel essai.

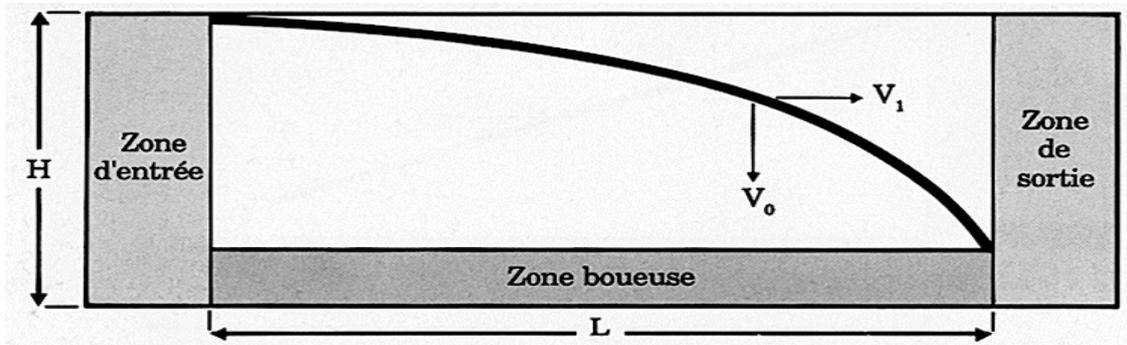


Figure 12 : Schéma de la décantation à flux horizontal (particule flocuées).

### B. Décantation en piston des particules flocuées

Dès que la concentration en particules (flocuées) devient importante, les interactions entre particules ne sont plus négligeables. La décantation est freinée.

Les particules adhèrent entre elles et la masse décante en piston avec formation d'une interface nette entre les flocs et le liquide surnageant.

Ce phénomène est caractéristique des boues activées et des suspensions chimiques flocuées quand leur concentration est supérieure à environ  $500 \text{ mg.l}^{-1}$ .

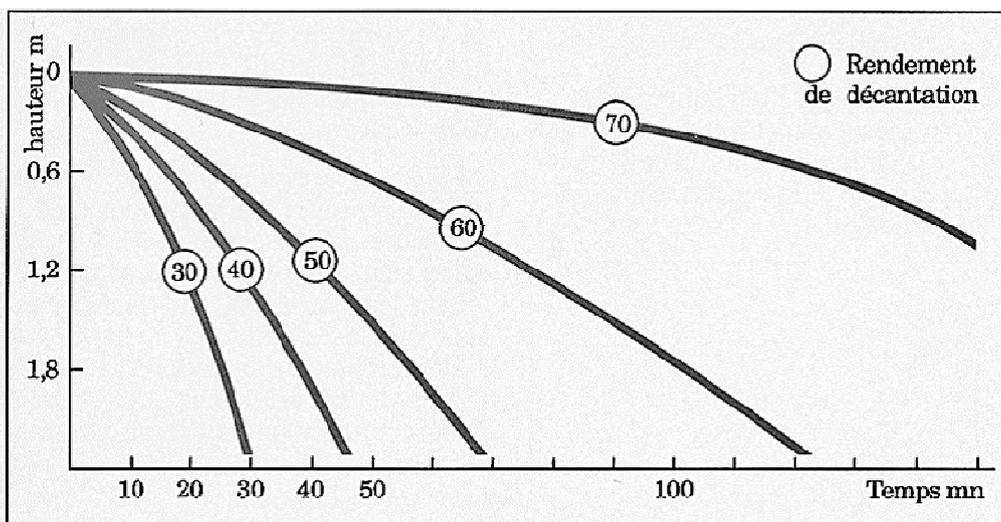


Figure 13 : Influence du temps de séjour et de la hauteur du décanteur sur l'élimination des particules flocuées en décantation diffuse.

### 2.8.4.2. CALCUL DES DÉCANTEURS

La surface d'un décanteur est déterminée à l'aide de deux critères :

- la charge hydraulique superficielle caractérisant le volume d'effluent à traiter par unité de surface et de temps ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ ),
- le flux massique caractérisant la quantité de MES à décanter par unité de surface et de temps ( $\text{kg}/\text{m}^2.\text{h}$ ).

#### A. Influence de la charge hydraulique superficielle

Cette charge est directement liée à la vitesse de décantation des MES. Les paragraphes précédents indiquent que cette vitesse est déterminée par la loi de Stokes dans le cas de particules grenues et peut être mesurée facilement dans le cas de la décantation diffuse de particules flocuées.

Le dimensionnement des décanteurs ne dépend dans ces cas que de la charge hydraulique superficielle.

## B. Influence du flux massique

Dans le cas de la décantation freinée des particules floculées où les phénomènes d'épaississement interviennent, le flux massique est généralement déterminant pour le calcul de la surface de décantation. Soit un décanteur de section  $S$  alimenté par un débit d'entrée  $Q_E$  avec la concentration en MES  $C_E$ ; les boues sont soutirées à sa partie inférieure à un débit  $Q_S$  avec la concentration  $C_S$ .

En l'absence de réactions chimiques ou biologiques influençant les concentrations en MES, et en considérant un rendement d'élimination de 100 %, on a:

- débit traité  $Q = Q_E - Q_S$

- bilan matières  $Q_S C_S = Q_E C_E$

Ou en flux massique :

$$\frac{Q_S C_S}{S} = \frac{Q_E C_E}{S}$$

### 2.8. 4.3. STRUCTURE DES DECANTEURS

En pratique, il n'y a pas de décanteur idéal: des tourbillons se produisent au sein du liquide, le vent peut créer des vagues à sa surface; des courants de convection liés aux différences locales de température (ensoleillement) et de densité affectent le rendement de décantation. Il faut s'efforcer d'obtenir autant que possible une circulation laminaire et stable caractérisée par des valeurs appropriées du nombre de Reynolds.

Par ailleurs, le **nombre de Froude** permet d'apprécier la stabilité d'un processus circulatoire lorsque l'écoulement est influencé principalement par la force de gravité et les forces d'inertie.

$$Fr = \frac{V^2}{gd_h}$$

Plus la circulation est stable, plus la distribution des vitesses est uniforme sur toute la section du bassin. Des circulations stables se caractérisent par des nombres de Froude élevés.

En pratique, on peut définir les rapports  $H/L$  ou  $H/R$ ,  $H$  étant la hauteur mouillée des décanteurs rectangulaires de longueur  $L$  ou circulaires de rayon  $R$ . En se fixant un temps de séjour de deux heures, Schmidt-Bregas donne :

- Décanteurs rectangulaires à flux horizontal :  $\frac{1}{35} < \frac{H}{L} < \frac{1}{20}$

- Décanteurs circulaires:  $\frac{1}{8} < \frac{H}{R} < \frac{1}{6}$

La forme de l'ouvrage, l'organisation du dispositif d'alimentation en eau brute et de celui de collecte d'eau traitée ainsi que le mode d'évacuation des boues ont aussi une grande influence sur le rendement hydraulique du décanteur.

Dans le cas d'eaux ou de liqueurs très chargées en MES les "courants de densité" peuvent provoquer une distribution inappropriée des vitesses. Tel est le cas par exemple des décanteurs rectangulaires conventionnels trop longs utilisés pour la clarification des liqueurs de boues activées.

Les courants de convection dus aux effets de température (ensoleillement, eau chaude) et les perturbations liées aux variations de salinité (eaux d'estuaire, ERI) sont à prendre en compte dans le dimensionnement (ainsi que l'exploitation du décanteur).

### 2.8. 5. FILTRATION

La filtration est un procédé de séparation qui utilise le passage d'un mélange solide-liquide à travers un milieu poreux (filtre) qui retient les particules solides et laisse passer le liquide (filtrat).

#### 2.8. 5.1. Loi générale

La filtration étant l'écoulement d'un liquide dans un milieu poreux est régie, pour les vitesses usuellement appliquées en traitement d'eau, par la loi de Darcy :

$$v = \frac{K}{\eta} \frac{\Delta P}{\Delta H} = \frac{1}{R\eta} \frac{\bar{\Delta P}}{\Delta H}$$

Où

V : vitesse de filtration,  
K : perméabilité de la couche filtrante,  
 $\Delta P$  : perte de charge à travers la couche filtrante,  
 $\Delta H$ : hauteur de couche considérée,  
 $\eta$  : viscosité dynamique de l'eau,  
R : résistance à la filtration de la couche filtrante.

La perte de charge  $\Delta P$  est proportionnelle à la vitesse de filtration V, à la viscosité dynamique de l'eau, à la hauteur de couche et inversement proportionnelle à la perméabilité du milieu.

On distingue trois grandes catégories de processus de filtration selon le mode de mise en œuvre :

- la filtration sur support,
- la filtration sur lit granulaire,
- la filtration avec gâteau.

Suivant les caractéristiques des particules à retenir et du matériau filtrant mis en œuvre, peuvent intervenir l'un ou plusieurs des trois mécanismes principaux suivants: capture, fixation et détachement.

### *2.8. 5.2. Mécanismes de capture*

Ils sont essentiellement de deux natures

· **Tamissage mécanique**: il s'agit de la rétention des particules plus grosses que la maille du filtre ou que celle des éléments déjà déposés formant eux-mêmes matériau filtrant.

Ce phénomène intervient d'autant plus que la maille du matériau filtrant est plus fine: il est de peu d'importance pour un lit filtrant composé de matériau relativement grossier, par contre il est prépondérant dans une filtration sur support mince: tamis, manchon filtrant, etc.

· **Dépôt sur le matériau filtrant**: la particule en suspension suit dans le liquide une ligne de courant; sa taille, comparée à celle des pores, pourrait lui permettre de traverser le matériau filtrant sans être arrêtée.

Différents phénomènes entraînent cependant un changement de trajectoire et le contact avec le matériau.

On distingue en particulier :

- l'interception directe par frottement,
- la diffusion par mouvement brownien,
- l'inertie de la particule,
- la décantation: par leur poids les particules peuvent se déposer sur le matériau filtrant quel que soit le sens de filtration.

Ces différents mécanismes de capture interviennent principalement dans la filtration en profondeur.

### *2.8. 5.3. Mécanismes de fixation*

La fixation des particules à la surface du matériau filtrant est favorisée par une faible vitesse d'écoulement. Elle est due à des forces d'origine physique (coincement, cohésion...), et à des forces d'adsorption, principalement les forces de Vander Waals.

### *2.8. 5.4. Mécanismes de détachement*

Sous l'action des mécanismes précédents, il se produit une diminution de l'espace entre les parois du matériau recouvertes de particules déjà déposées. Il y a alors augmentation de la vitesse d'écoulement. Les dépôts déjà retenus peuvent se détacher partiellement et être entraînés plus avant dans le matériau filtrant ou même dans le filtrat.

Les particules solides contenues dans un liquide et les particules colloïdales plus ou moins flocculées n'ont pas les mêmes caractéristiques et ne réagissent pas dans la même proportion aux divers mécanismes précédents. La filtration directe d'un liquide dont les matières en suspension conservent leur état et leur charge électrique est donc très différente de la filtration d'un liquide coagulé.

### 2.8. 5.5. Colmatage et lavage du matériau filtrant

On appelle colmatage l'obstruction progressive des interstices du matériau filtrant. Le colmatage provoque une augmentation de la perte de charge.

Si l'on fonctionne à pression d'alimentation constante, le débit du filtrat baisse. Si l'on désire maintenir ce débit constant, il faut augmenter la pression initiale au fur et à mesure du colmatage.

La vitesse de colmatage dépend :

- des matières à retenir: elle est d'autant plus grande que le liquide est plus chargé en MES, que ces matières ont une plus grande cohésion et qu'elles sont susceptibles, elles mêmes, de prolifération (algues, bactéries),
- de la vitesse de filtration,
- des caractéristiques de l'élément filtrant: dimension des pores, homogénéité, rugosité, forme du matériau.

Le filtre est colmaté lorsqu'il a atteint la perte de charge maximale prévue par construction. Il importe de le ramener à son état initial par un lavage efficace et économique dont le mode est lié au type de filtre et à la nature des éléments retenus.

### 2.8. 5.6. Choix du mode de filtration

Le choix entre les divers types de filtration sur support et la filtration sur lit filtrant 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,
- qualité de l'agglomérat des matières retenues lorsque le but est de les récupérer,
- conditions d'installation,
- possibilités et moyens disponibles pour le lavage.

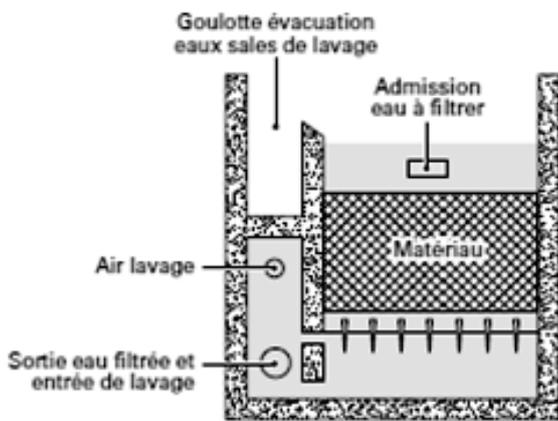
La possibilité d'un lavage aisé, efficace et économique est aussi importante dans le choix du filtre que l'obtention de la meilleure qualité de filtration, étant donné que cette dernière ne se conserve dans le temps que si le lavage permet de maintenir toujours intact le matériau filtrant.

### 2.8. 5.7. Types de filtres

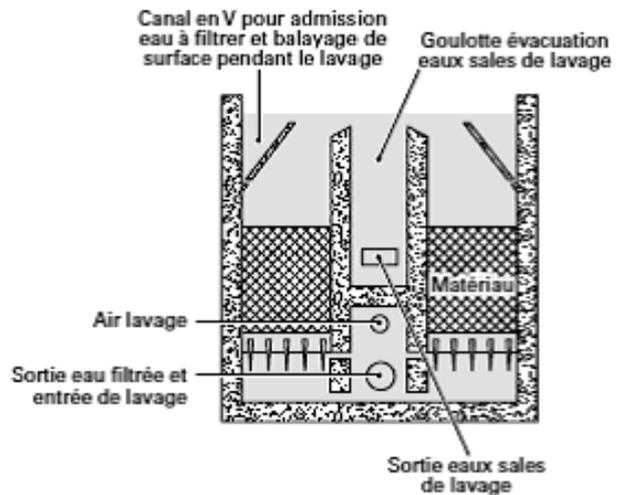
Cette latitude théorique dans le choix des caractéristiques d'un filtre est tempérée par l'expérience. En fait, les eaux admises sur les filtres, qu'elles soient brutes et légèrement coagulées ou au contraire prétraitées par coagulation et sédimentation, restent peu chargées en matières en suspension et, au fil du temps, deux types de filtres ouverts se sont trouvés définis :

- type américain de granulométrie fine (0,5 mm) et faible épaisseur (0,5 m) ;
- type européen de granulométrie moyenne (0,8 à 1,5 mm) et d'épaisseur plus élevée (0,9 à 1,2 m) (figures 14 et 15).

Pour ces deux types, la vitesse de filtration optimale est de l'ordre de 5 à 7 m/h (certains filtres américains ont, dans le passé, été définis pour des vitesses excessives 10 m/h). Il faut également noter que le type américain n'était décolmaté que par retour d'eau, alors que le filtre européen combine le décolmatage à contre-courant par l'eau et par l'air, alternativement et simultanément, à grand et petit débits. La séquence de lavage doit être adaptée au type de filtre, au matériau filtrant, et à la nature de l'eau à traiter. Le lavage doit décolmater à cœur, sans entraîner de perte de matériau. On réalise également des **filtres bicouches (figure 15) ou multicouches** dans lesquels le lit offre à l'eau, dans le sens de son écoulement, une granulométrie décroissante ; ainsi, les eaux les plus chargées (à l'entrée des filtres) doivent colmater moins rapidement les couches (supérieure parce que les canalicules sont plus importants, et inférieure parce que théoriquement protégée par le dégrossissage des couches supérieures) que dans le cas de granulométrie dite homogène où les matières fines se trouvent, après les opérations de lavage, concentrées dans la partie supérieure. Pour éviter le mélange des couches de granulométries différentes, on joue sur la densité du matériau : par exemple, houille pour les gros grains, quartz pour les moyens, grenat pour les plus fins.

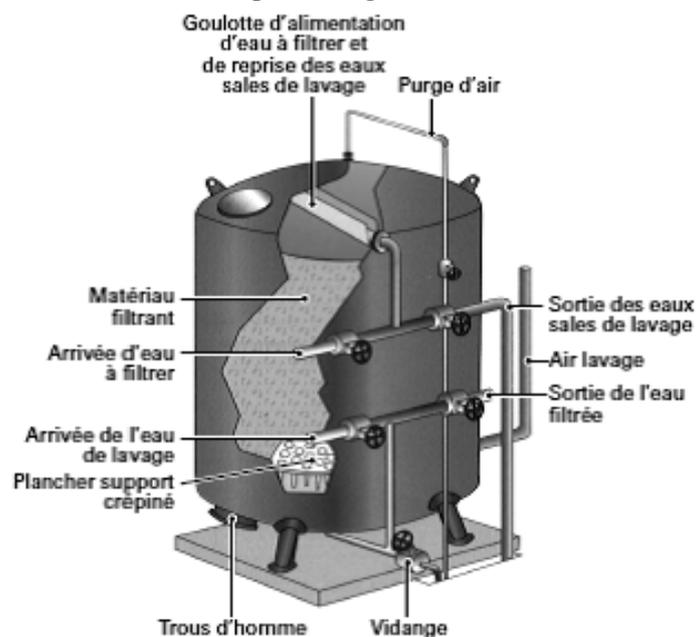


**Figure 14 :** Filtre classique.



**Figure 15 :** Filtre à balayage de surface.

Les filtres fermés avec une alimentation sous pression sont moins tributaires des pertes de charge et offrent une latitude d'optimisation plus étendue. Ils sont cependant plus onéreux que les filtres ouverts et ne sont utilisés que lorsque les conditions locales en rendent l'emploi particulièrement intéressant, notamment lorsqu'il s'agit de clarifier une eau peu chargée à l'aval d'une station de pompage (figure 16).



**Figure 16 :** Filtre fermé sous pression.

En dehors de leur effet clarificateur, les filtres peuvent être le siège de réactions biologiques, être spécialement conçus pour la neutralisation, la déminéralisation, la mise en équilibre carbonique d'une eau, tout en associant éventuellement une fonction de clarification. En ce qui concerne le charbon actif en grains (CAG), on utilise des ouvrages analogues qui servent de réacteurs d'adsorption, car il faut éviter d'utiliser le CAG comme matériau filtrant.

## 2.8. 6. OXYDATION - DÉSINFECTION

### 2.8. 6. 1 OXYDATION PAR L'AIR

Ces techniques utilisent l'oxygène de l'air et suivent les lois de l'échange gaz - liquide. Il faut rappeler que l'oxygénation d'une eau par aération peut entraîner une modification importante, et non

souhaitée, du caractère incrustant ou agressif de l'eau: le stripage du CO, tend à rendre l'eau incrustante et peut conduire à une précipitation du carbonate de calcium.

On peut classer les procédés d'oxydation par le mode de mise en contact des phases liquide et gazeuse:

- ruissellement,
- pulvérisation dans l'air,
- injection d'air dans la masse liquide.

La perte de charge créée par les aérateurs varie très fortement suivant la technique mise en œuvre et modifie en conséquence la ligne piézométrique de la station. Elle peut varier de quelques centimètres, avec les procédés par bullage, à plus de un bar avec les procédés par pulvérisation.

### **2.8. 6. 2 OXYDATION ET DÉSINFECTION PAR LE CHLORE**

#### **A. Sources de chlore**

On utilise le plus souvent soit le chlore, soit les hypochlorites.

##### **. Chlore gazeux**

Il est stocké et livré sous forme liquide dans des récipients sous pression.

##### **. Hypochlorite de sodium**

Les solutions sont caractérisées par leur teneur en chlore actif, qui s'évalue en degrés chlorométriques.

1 degré chlorométrique = 3,17 g de Cl<sub>2</sub> par litre de solution.

**La solution commerciale technique, appelée extrait de javel, titre 47 à 50 °**

#### **B. Domaines d'emploi**

Les installations de stockage de chlore liquide sont soumises à déclaration ou autorisation suivant la quantité de produit stocké et, de ce fait, doivent respecter les prescriptions imposées aux installations classées. Il faut, dans tous les cas, se reporter à la réglementation du pays considéré.

#### **C. Mise en contact**

Le chlore et ses dérivés sont employés pour les eaux de consommation et de piscine, dans les circuits de refroidissement et également pour le traitement tertiaire des effluents urbains.

Le temps de contact nécessaire est essentiellement lié au but visé. A fin de désinfection, il peut atteindre jusqu'à deux heures. Pour des oxydations chimiques, il peut être limité à quelques minutes. Il est important que le mélange de la solution chlorée avec l'eau à traiter soit parfaitement et rapidement obtenu.

### **2.8. 6. 3 OXYDATION ET DÉSINFECTION PAR LE DIOXYDE DE CHLORE**

Le dioxyde de chlore est un gaz de couleur jaune et d'odeur piquante. Il est à 10 % en volume dans l'air.

#### **A. Mode de préparation**

Le dioxyde de chlore est toujours produit "in situ", par réaction d'une solution de chlore ou d'acide chlorydrique sur le chlorite de sodium. Le choix entre les deux procédés est surtout dicté par la possibilité ou non d'un stockage de chlore gazeux. Les deux procédés nécessitent des préparations et des dispositions spéciales pour en assurer la sécurité. Utilisé en désinfection, l'obtention d'un résiduel de ClO<sub>2</sub> en fin de réseau nécessite parfois l'emploi de doses élevées de cet oxydant, du fait de la réduction du ClO<sub>2</sub> par les MO de l'eau; on constate alors dans l'eau traitée un goût désagréable dû à l'ion ClO<sub>2</sub><sup>-</sup>, par ailleurs indésirable du fait de sa toxicité. De nombreux pays ont limité le taux de ClO<sub>2</sub> utilisable en désinfection (0,5 ou 1 mg l<sup>-1</sup> par exemple).

Le ClO<sub>2</sub> a parfois été utilisé en préoxydation, mais il faut alors vérifier que le ClO<sub>2</sub><sup>-</sup> produit par l'oxydoréduction des MO contenues dans l'eau brute, est bien éliminé au long de la chaîne de traitement mise en œuvre.

## B. Domaine d'emploi

Le dioxyde de chlore est un agent très oxydant, à haut pouvoir décolorant et désodorisant. Son action désinfectante vis-à-vis des micro-organismes est plus rapide que celle du chlore, son effet rémanent est également plus marqué. Il doit être utilisé de préférence au chlore lorsque l'eau à traiter contient des traces de phénols susceptibles de se combiner avec le chlore et de donner à l'eau un goût désagréable de chlorophénols. Il oxyde rapidement les sels de fer qui peuvent ensuite précipiter sous forme d'hydroxyde ferrique insoluble. De la même façon, utilisé en excès, à des doses variables avec le pH de l'eau, il oxyde les sels de manganèse sous forme de dioxyde de manganèse.

## C. Mise en œuvre

Les mêmes précautions que pour le chlore doivent être prises pour obtenir un bon mélange et éviter les courts-circuits.

### 2.8. 6. 4 OXYDATION ET DÉSINFECTION PAR L'OZONE

#### A. Caractéristiques physiques et thermodynamiques

L'ozone est une variété allotropique de l'oxygène de formule  $O_3$ . Sous forte épaisseur, l'ozone présente une couleur bleue caractéristique.

#### B. Domaines d'utilisation

L'action de l'ozone peut être recherchée pour:

##### Eaux de consommation

- l'amélioration des qualités organoleptiques (couleur, seuil de dégustation),
- l'action bactéricide et virulicide,
- l'oxydation des matières organiques,
- l'oxydation de micropolluants,
- l'oxydation de métaux en solution (déferrisation - démanganisation),
- et l'amélioration de la biodégradabilité avant charbon actif en grains, ...

##### Piscines

- l'amélioration des qualités visuelles,
- la mise en place d'une barrière virulicide dans le circuit de régénération,
- la dégradation de certaines substances aminées.

##### Eaux industrielles

- l'oxydation sous toutes ses formes,
- la détoxication,
- la décoloration,
- la désodorisation,
- l'amélioration éventuelle de la biodégradabilité avant traitement biologique.

##### Eaux usées urbaines

- la désinfection d'eaux usées préalablement épurées, en particulier associée à un traitement par boues activées à l'oxygène pur,
- la désodorisation, en particulier du traitement des boues.

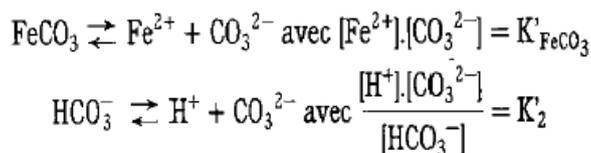
### 2.8. 7. TRAITEMENTS SPECIFIQUES

#### 2.8. 7.1. DEFFERISATION (ÉLIMINATION DU FER)

##### A. États naturels du fer

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. Le fer ferreux est soit sous forme  $Fe_2^+$ , soit sous forme d'ions hydratés:  $FeOH^+$  ou  $Fe(OH)_3^-$ . Dans les eaux dont le TAC est notable, l'ion  $Fe_2^+$  se rencontre surtout à l'état d'hydrogéno-

carbonate (ou bicarbonate) et sa solubilité, déduite des lois régissant les équilibres chimiques, suit les relations :



D'où :

$$[\text{Fe}^{2+}] = \frac{K'_{\text{FeCO}_3}}{K_2} \cdot \frac{[\text{H}^+]}{[\text{HCO}_3^-]} \# \frac{[\text{H}^+]}{[\text{HCO}_3^-]}$$

En présence d'H<sub>2</sub>S la solubilité est plus faible (à cause de la faible valeur du produit de solubilité du sulfure ferreux qui, de ce fait, précipite).

· **Le fer complexé.** Il s'agit de complexes faisant intervenir Fe<sub>2</sub><sup>+</sup> ou Fe<sub>3</sub><sup>+</sup>

- minéraux: silicates, phosphates ou polyphosphates, sulfates, cyanures...

- organiques: il pourra s'agir, en réalité, de phénomènes de complexation proprement dite, de chélation ou peptisation, en particulier avec les acides humiques, fulviques, tanniques...

Pour définir un traitement de déferrisation, il ne suffit donc pas de connaître la teneur totale en fer, mais aussi les différentes formes sous lesquelles cet élément est susceptible de se présenter; les différents états du fer dans l'eau sont résumés dans la figure 17. Il est nécessaire de déterminer sur place la plus grande partie des caractéristiques de l'eau, après avoir procédé à une exploitation suffisante du forage pour être certain de la représentativité de l'échantillon. Il est indispensable de mesurer ainsi: pH, potentiel redox, O<sub>2</sub> dissous, (CO<sub>2</sub>), libre.

En pratique, le problème est déjà bien défini si l'on connaît : fer total, fer total dissous, Fe<sub>2</sub><sup>+</sup> total, Fe<sub>2</sub><sup>+</sup> dissous; l'élimination des formes dissoutes pose des problèmes, surtout en présence de fer complexé. Dans le cas d'impossibilité de procéder à des analyses détaillées sur le terrain, on peut supposer la présence de complexes, donc de difficultés de traitement, si la teneur totale en fer dissous est supérieure à la valeur de la solubilité théorique, déduite du pH et de l'alcalinité à partir des relations précédentes.

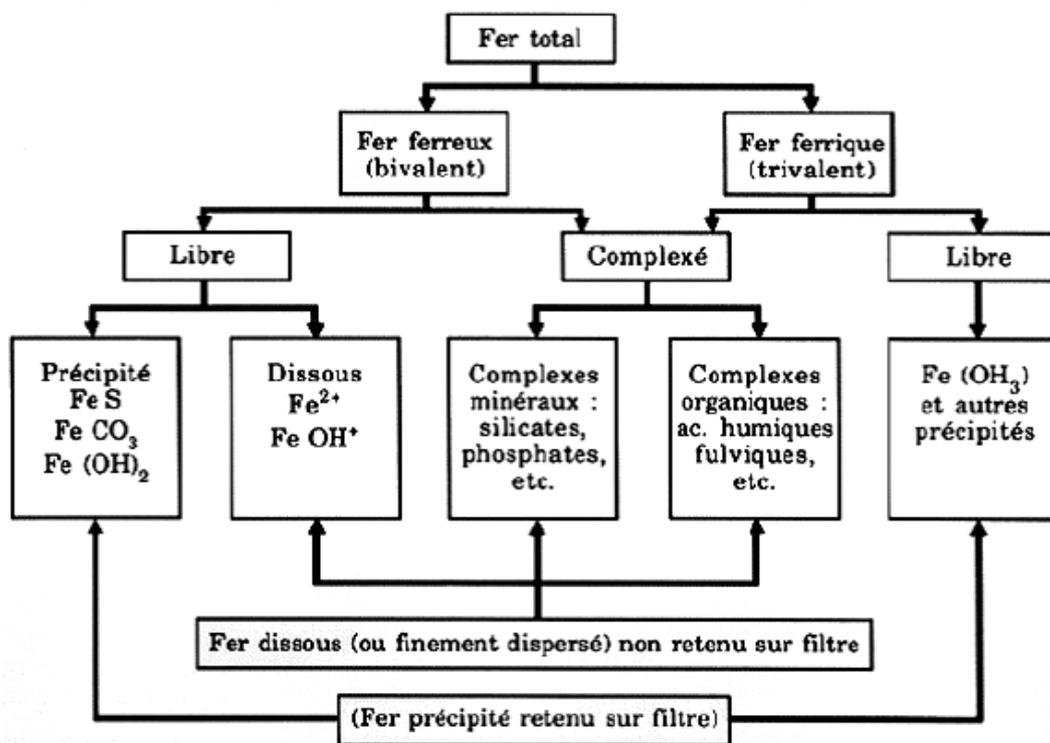


Figure 17 : Formes d'existence du fer dans l'eau .

## B. Déferrisation avec décantation

Il est nécessaire d'intercaler une décantation entre l'aération et la filtration dans les cas suivants

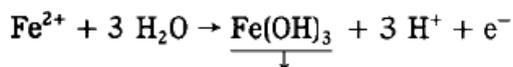
- dose de fer élevée dans l'eau brute, conduisant à un volume de précipité excessif,
- présence de couleur, de turbidité, d'acides humiques, d'agents complexants, etc., provoquant une diminution importante de la cinétique d'oxydation et de précipitation du fer, et/ou impliquant l'adjonction d'un coagulant (sulfate d'aluminium ou chlorure ferrique) à une dose supérieure à une dizaine de  $\text{g.m}^{-3}$  de produit commercial.

Les procédés de décantation à contact de boues conviennent alors tout particulièrement au traitement de ces eaux.

Une aération doit obligatoirement précéder la décantation si l'eau brute est dépourvue d'oxygène.

## C. Traitement associé à une décarbonatation

La décarbonatation à la chaux, génératrice d'un pH élevé, est favorable à l'élimination du fer et du manganèse. Ainsi, la précipitation du carbonate ferreux est pratiquement totale à Ph 8,2 et celle de l'hydroxyde ferreux à pH 10,5. En présence d'un potentiel redox élevé, le fer (II) dissous peut être précipité sous forme de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$



Pour le manganèse, les pH de précipitation sont voisins de 9,2 pour le carbonate et de 11,5 pour l'hydroxyde, respectivement. Une décarbonatation partielle, à pH voisin de 8, peut donc entraîner une déferrisation complète. Dans certains cas, en particulier dans les appareils à décarbonatation catalytique, le même pH permet une démanganisation satisfaisante, alors que théoriquement elle devrait être associée à une décarbonatation totale à pH 9,5 ou 10.

### 2.8. 7.2. DEMANGANISATION (ÉLIMINATION DU MANGANÈSE)

#### A. État naturel

Le manganèse est un élément très souvent présent dans les sols. On peut rencontrer de nombreux minerais de manganèse, généralement des oxydes et quelquefois des carbonates.

Dans les eaux naturelles, le manganèse est généralement présent sous forme soluble ionisée  $\text{Mn}^{2+}$  et  $\text{MnOH}^+$ . 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.

#### B. Oxydation par l'oxygène

Le manganèse  $\text{Mn}^{2+}$  est très lentement oxydable par l'oxygène. MORGAN propose la relation :

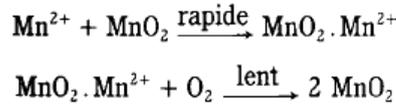
$$-\frac{d(\text{Mn}^{2+})}{dt} = K_0(\text{Mn}^{2+}) + K(\text{Mn}^{2+}) \cdot (\text{MnO}_2)$$

avec :  $K = K' \cdot P_{\text{O}_2} \cdot (\text{OH}^-)^2$

L'oxydation par l'oxygène n'atteint une vitesse appréciable que pour un pH supérieur à 9,5. L'oxydation de  $\text{Mn}^{2+}$  par l'oxygène dépend de la température: elle est cinq fois plus rapide quand on passe de 11 °C à 22 °C; mais aux pH habituels, les temps de contact restent difficilement compatibles avec une exploitation industrielle.

La présence de dioxyde de manganèse "catalyse" la réaction. C'est ce qui est observé sur certaines installations, après un certain temps de fonctionnement avec d'autres oxydants ayant conduit à la "manganisation" du sable filtrant.

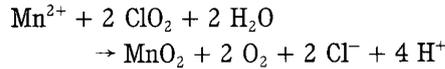
En réalité, il y aurait adsorption de  $\text{Mn}^{2+}$  sur  $\text{MnO}_2$  et l'oxydation lente du  $\text{Mn}^{2+}$  en  $\text{MnO}_2$  peut alors se poursuivre in situ selon la suite de réactions :



Un sable manganisé, c'est-à-dire enrobé de  $\text{MnO}_2$ , peut servir de support à cette réaction, mais cette manganisation est difficilement contrôlable. On a constaté, dans certains cas, l'impossibilité de l'obtenir même en utilisant du permanganate de potassium.

### C. Oxydation par le dioxyde de chlore

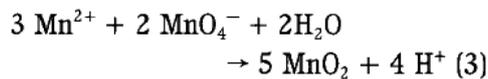
La réaction est la suivante :



Il faut 2,5 g de  $\text{ClO}_2$  pour oxyder 1g de  $\text{Mn}^{2+}$ . L'oxydation par le dioxyde de chlore est peu utilisée car elle est relativement lente et nécessite, pour obtenir une vitesse acceptable, de dépasser largement la stœchiométrie, compte tenu des MO présentes dans l'eau qui consomment une partie du dioxyde de chlore introduit, en réduisant le  $\text{ClO}_2$  en ions chlorite  $\text{ClO}_2^-$ , indésirables dans une eau traitée.

### D. Oxydation par le permanganate de potassium

Il y a oxydoréduction entre le manganèse manganoux et le permanganate :



La proportion théorique est de 1,9 g de  $\text{KMnO}_4$  pour 1g de Mn, mais en pratique elle varie avec le pH et la composition de l'eau. En effet, une partie du permanganate participe à l'oxydation de certaines MO réductrices présentes dans l'eau. En outre, il est indispensable de bien contrôler la dose introduite: un excès de  $\text{KMnO}_4$  donne à l'eau une couleur rose, virant ensuite au jaune dans le réseau de distribution.

Si le manganèse n'est pas complexé, le pH optimal se situe vers 7,2-7,3 pour un temps de contact inférieur à 5 min. Lorsque le manganèse est complexé à des MO, le temps de réaction peut monter jusqu'à 20 min. Il est possible, dans ce cas, de régler le pH au dessus de 8,5 pour accélérer la réaction.

Sur des eaux de surface douces, colorées, contenant une quantité importante de MO, et nécessitant une clarification totale par coagulation-floculation avec décantation (eaux de régions granitiques des massifs primaires, par ex.), la chaîne de traitement à mettre en œuvre est alors la suivante (figure 18).

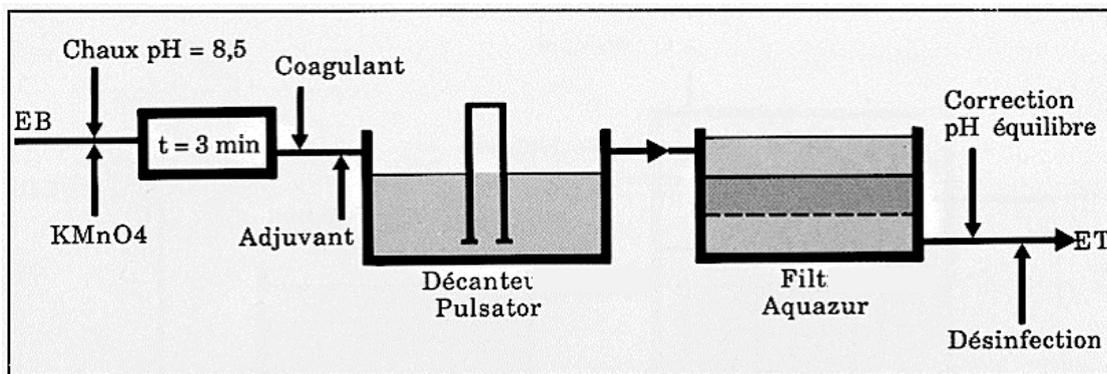


Figure 18 : Schéma d'élimination du manganèse.

## Chapitre 3 : EPURATION DES EAUX USEES URBAINES

### 3.1. LES EAUX USEES URBAINE

#### 3.1.1 PARAMETRES DE LA POLLUTION

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

- Les **matières en suspension** (MES) : c'est la fraction non dissoute de la pollution. Les arrêtés ministériels de 1994 et 1995 relatifs aux conditions de détermination de la qualité minimale d'un rejet d'effluents urbains précisent : « Les matières en suspension, et particulièrement la fraction décantable de celles-ci, peuvent constituer, à l'aval du rejet, des dépôts qui empêchent la vie d'une faune et d'une flore benthiques normales et qui dégradent la qualité de l'eau sous-jacente par le produit des fermentations. Les MES contribuent aussi à déséquilibrer le milieu aquatique en accroissant la turbidité et peuvent avoir un effet néfaste direct sur l'appareil respiratoire des poissons. »
- La **demande biologique en oxygène** (DBO) est un paramètre global qui exprime la quantité d'oxygène qu'une biomasse épuratrice va consommer pour décomposer les matières organiques contenues dans l'effluent. Elle est donc représentative de la somme des matières organiques biodégradables. Elle est généralement mesurée en 5 jours (DBO<sub>5</sub>).
- La **demande chimique en oxygène** (DCO) est, elle, représentative de la quantité de matières organiques oxydables par voie chimique.

Le rapport entre ces deux paramètres peut donner une idée de la biodégradabilité de l'effluent. La circulaire déjà citée rappelle : « La DBO et la DCO sont deux moyens d'apprécier la teneur en matières organiques oxydables. La dégradation de celles-ci dans le milieu naturel s'accompagne d'une consommation d'oxygène et peut entraîner un abaissement excessif de la concentration d'oxygène dissous. »

- L'**azote** peut se trouver sous forme minérale (ammoniacal, nitrate) ou organique. La présence d'azote organique ou ammoniacal se traduit par une consommation d'oxygène dans le milieu naturel et par une entrave à la vie des poissons.
- Le **phosphore** peut également se trouver sous forme minérale (en provenance des lessives ou des rejets industriels) ou organique. Élément indispensable à la vie des algues, la présence de phosphore entraîne un risque d'eutrophisation du cours d'eau ou du lac, c'est-à-dire que celui-ci peut se voir envahi par un développement excessif de la population algale.

On mesure également la quantité de **germes** et de **virus**, les teneurs en **graisses**, **détergents** et **métaux lourds**. Chacun de ces paramètres représente une nuisance potentielle. Pour une meilleure adaptation du traitement, les paramètres globaux s'avèrent insuffisants et l'utilisation de modèles mathématiques pour simuler les processus d'épuration exige une meilleure connaissance des différentes fractions constituant la pollution à traiter :

— la fraction décantable, qui correspond à la pollution particulaire et qui pourra être enlevée par un simple traitement physique, telle la décantation ;

— la fraction colloïdale, qui correspond à la pollution pouvant flocculer par ajout de réactif et être enlevée par traitement physique ;

— la fraction soluble, qui correspond à la pollution qui sera éliminée spécifiquement par voie biologique. Une partie de cette pollution soluble n'est pas biodégradable, elle correspond à des molécules complexes (certains détergents et pesticides) et se retrouvera dans l'effluent final. Pour déterminer la part de ces différentes fractions, des analyses complémentaires sont nécessaires :

— MES, DCO, DBO<sub>5</sub> après décantation 2 h dans un bécher ;

— DCO, DBO<sub>5</sub> solubles, après filtration.

La part de pollution non biodégradable peut être déterminée par une mesure dite de « DCO dure » qui consiste en la mesure de la DCO soluble de l'eau à analyser après son aération pendant 15 à 20 j.

### 3.1.2 OBJECTIFS DU TRAITEMENT

On propose à titre indicatif les deux tableaux suivants :

Tableau 1 – Exigences épuratoires minimales (1)						
Zone	Paramètre	Concentration maximale (mg/L)	Rendement minimal (%)	Charge de pollution reçue (eq. h.)	Règles de conformité	
					Nombre de dépassements autorisés	Valeurs rédhitratoires (mg/L) (5)
Zones normales de pollution carbonée	DBO <sub>5</sub> (2)	25	70	2 000 à 10 000	[Doc. C 5 220, Tableau A] (4)	50
			80	> 10 000		
	DCO (2)	125	75	Toutes charges		250
	MES	35 (3)	90	Toutes charges		85
Zones sensibles azote et/ou phosphore	NGL (7)	15	70	10 000 à 100 000	Valeurs à respecter en moyenne annuelle (6)	
		10		> 100 000		
	PT (7)	2	80	10 000 à 100 000		
		1		> 100 000		

Tableau 2 – Exigences épuratoires minimales plus fortes préconisées par le ministère de l'Environnement						
Rejet	Niveau	Paramètre	Concentration maximale (mg/L)	Rendement minimal (%)	Règles de tolérance	
					Nombre de dépassements autorisés	Valeurs rédhitratoires (2) (mg/L)
Pollution carbonée	Épuration poussée	DBO <sub>5</sub>	25	Calculé au point près à partir de la concentration moyenne d'entrée nominale	[Doc. C 5 220, Tableau A] (1)	DBO <sub>5</sub> : 50 DCO : 250 MES : 85
		DCO	90			
		MES	30			
	Épuration très poussée	DBO <sub>5</sub>	15			
		DCO	50			
		MES	20			
Pollution azotée	Nitrification classique	NTK (4)	15	Calculé à 5 points près à partir de la concentration moyenne d'entrée nominale	Valeurs à respecter en moyenne annuelle (3)	
	poussée		10			
	Nitrification-dénitrification classique	NGL (4)	15			
	poussée		10			
Pollution phosphorée	Déphosphatation 1 <sup>er</sup> niveau	PT (4)	2			
	Déphosphatation 2 <sup>e</sup> niveau		1			

### 3.1.3 ÉTAPES DU TRAITEMENT

#### 3.1.3.1 PRETRAITEMENT

Tout traitement de dépollution doit comporter ce qu'il est convenu d'appeler un « prétraitement » qui consiste en un certain nombre d'opérations mécaniques ou physiques destinées à extraire le maximum d'éléments dont la nature et la dimension constitueraient une gêne ultérieurement. Ces opérations sont : le dégrillage, le dessablage et le déshuilage.

##### 3.1.3.1.1 Dégrillage

L'eau brute passe à travers des grilles composées de barreaux placés verticalement ou inclinés de 60 à 80° sur l'horizontale. L'espacement des barreaux varie de 6 à 100 mm. La vitesse moyenne de passage entre les barreaux est comprise entre 0,6 et 1 m/s. (voir Chapitre 1).

### 3.1.3.1.2 Dessablage

Le dessablage s'effectue sur des particules de dimensions supérieures à 200 mm. La vitesse de sédimentation se calcule par la loi de Stokes (chute libre). On calcule la section du dessableur de manière que la vitesse de l'eau ne descende pas au-dessous de 0,30 à 0,20 m/s ; on évite ainsi que les matières organiques se déposent en même temps que les sables.

Les ouvrages à prévoir pour obtenir une vitesse d'écoulement de 0,30 m/s sont, par ordre d'importance :

- les dessableurs couloirs (à écoulement rectiligne), dont la vitesse d'écoulement est variable ou constante ;
- les dessableurs circulaires, à alimentation tangentielle ou à brassage mécanique ou à insufflation d'air (pour éviter le dépôt de matières organiques, en heures creuses, avec faible débit) ;
- les dessableurs rectangulaires à insufflation d'air. On insuffle de l'air qui provoque une rotation de liquide et crée ainsi une vitesse constante de balayage du fond, perpendiculaire à la vitesse du transit, laquelle, beaucoup plus faible, peut alors être variable sans inconvénient. Le sable est extrait soit mécaniquement par raclage vers un poste de réception, puis repris par pompage, soit directement par pompe suceuse montée sur pont roulant.

Le sable séparé contient malgré tout des matières organiques et plusieurs dispositifs sont appliqués pour améliorer sa qualité : lavage par hydrocyclone, extraction des fosses de stockage par des moyens mécaniques qui font, en même temps, office de laveur de sable (vis d'Archimède en auge inclinée, classification à mouvement alternatif...). Le volume de sable extrait par habitant et par an est de l'ordre de 5 à 12 dm<sup>3</sup>.

### 3.1.3.1.3 Déshuilage-Dégraissage

Le déshuilage-dégraissage se rapporte à l'extraction de toutes les matières flottantes d'une densité inférieure à celle de l'eau. Ces matières sont de natures très diverses et leur quantité s'estime par la mesure des « matières extractibles par solvants ». La teneur des eaux usées en matières extractibles est de l'ordre de 30 à 75 mg/L. Néanmoins, certains rejets industriels (abattoirs, laiteries...) peuvent élever ces valeurs à 300-350 mg/L. Les huiles et graisses, lorsqu'elles ne sont pas émulsionnées, sont séparées sous forme de boues flottantes dans des ouvrages comportant une zone d'aération où les bulles d'air augmentent la vitesse de montée des particules grasses et une zone de tranquillisation où s'effectue la récupération.

Le temps de séjour dans ce type d'ouvrage est de 5 à 12 min. Le débit d'air insufflé est de l'ordre de 0,2 m<sup>3</sup> par mètre cube d'eau et par heure.

Le plus souvent, les fonctions de dessablage et de déshuilage sont combinées dans un même ouvrage qui met en œuvre les principes de fonctionnement cités précédemment (figure 01).

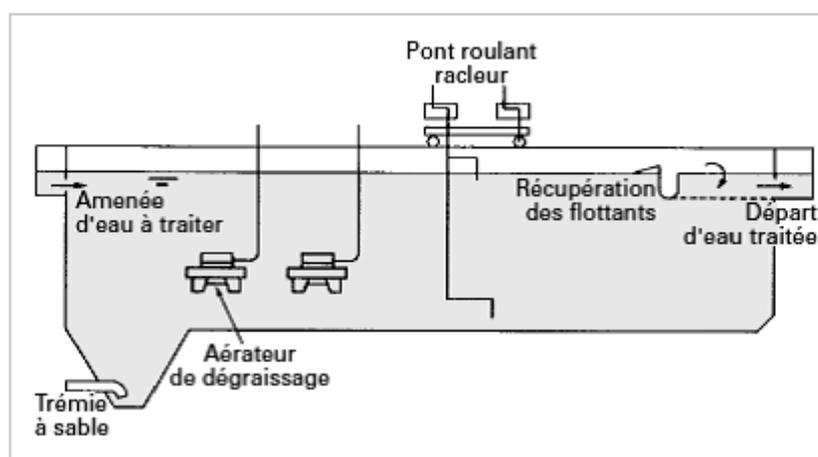


Figure 01 : Ouvrage de dessablage-déshuilage combinés.

### 3.1.3.1.4 Décantation

La décantation se distingue du dessablage en ce sens qu'elle enlève plus de la moitié des matières en suspension, alors que le dessablage ne vise que l'élimination du sable et des autres matières minérales (plus lourdes que les matières organiques).

### A. Décantation classique

Le paramètre de dimensionnement pour les ouvrages de décantation classique est essentiellement la vitesse ascensionnelle  $V$ . Les particules dont la vitesse de sédimentation est supérieure à la vitesse ascendante sont retenues. En pratique courante,  $V$  est comprise entre 1 et 2 m/h sur la pointe de débit  $Q$  de temps sec (hors période de pluie). À partir de cette vitesse ascensionnelle, la surface  $S$  des bassins est déterminée par :

$$S \text{ (m}^2\text{)} = \frac{Q \text{ (m}^3\text{/h)}}{v \text{ (m/h)}}$$

Pour avoir une bonne qualité d'eau décantée, une sédimentation efficace et un épaissement correct des boues, différentes zones horizontales de l'ouvrage sont déterminées : zone d'eau claire, zone de sédimentation et zone d'épaissement. La zone d'eau claire est comprise entre 0,5 et 1 m de haut, la zone de sédimentation entre 1,5 et 2,5 m et enfin la zone d'épaissement entre 0,5 et 1,5 m. Il existe de nombreux types de décanteurs classiques qui se distinguent, d'une part d'après le sens d'écoulement des eaux et, d'autre part, d'après les dispositions adoptées pour l'évacuation des boues :

- décanteur horizontal avec raclage des boues (figure 02) ;
- décanteur cylindro-conique ordinaire (figure 03) ;
- décanteur circulaire avec raclage des boues (figure 04).

Le raclage s'effectue au moyen d'un pont racleur qui entraîne une ou plusieurs lames poussant les boues vers une ou plusieurs trémies.

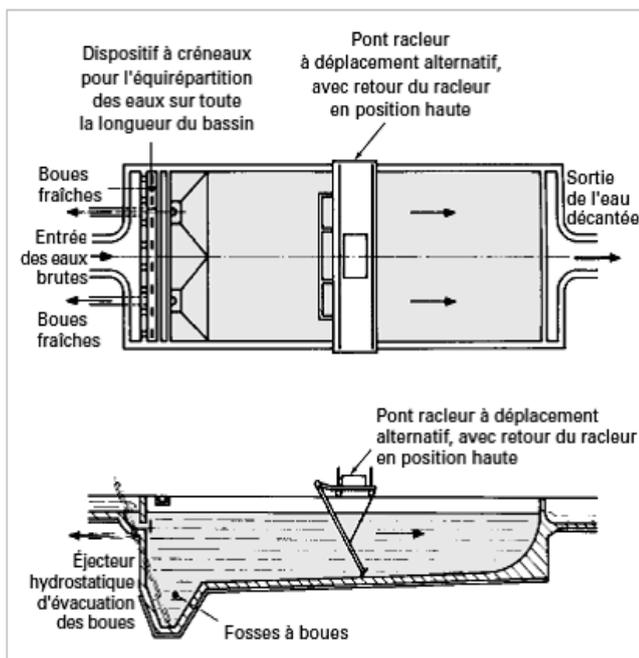


Figure 02 : Décanteur rectangulaire.

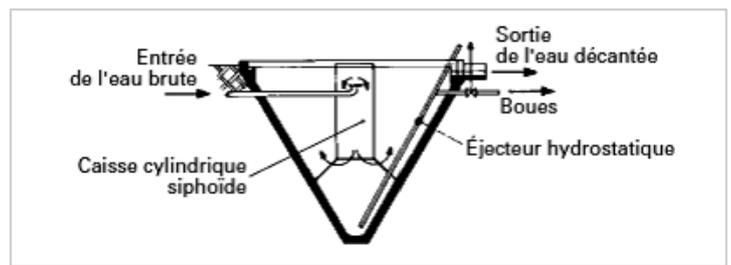


Figure 03 : Décanteur cylindro-conique

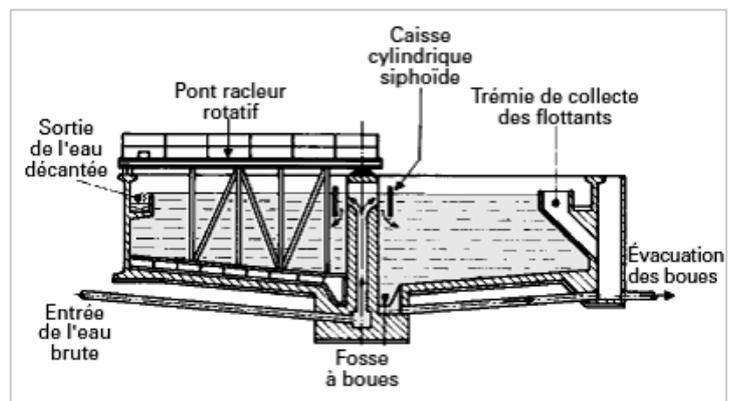


Figure 04 : Décanteur circulaire.

### B. Décantation lamellaire

De conception plus moderne, ces ouvrages reposent sur le fait que la seule grandeur fondamentale est la surface horizontale  $S_h$  de l'ouvrage. En effet, la capture d'une particule s'effectue si sa vitesse de décantation est supérieure à la vitesse de Hazen (ou charge hydraulique superficielle) :

$$v_h \text{ (m/h)} = \frac{Q \text{ (m}^3\text{/h)}}{S_h \text{ (m}^2\text{)}}$$

La rétention d'une particule est donc théoriquement indépendante de la hauteur de l'ouvrage. Le principe de la décantation lamellaire consiste donc à utiliser des plaques proches les unes des autres pour

accroître la surface de décantation disponible par volume d'ouvrage. Afin d'assurer l'évacuation des boues, les plaques sont inclinées d'un angle  $\alpha$  par rapport à l'horizontale.

La surface disponible pour la décantation correspond alors à la surface totale projetée STP sur l'horizontale de l'ensemble des plaques :

$$STP = nS_p \cos \alpha$$

Avec :

$n$  nombre de plaques,

$S_p$  ( $m^2$ ) surface unitaire de chaque plaque,

$\alpha$  angle d'inclinaison des plaques par rapport à l'horizontale ; selon le modèle des lamelles,  $\alpha$  est de  $55^\circ$  ou  $60^\circ$ .

$V_h$  est de la forme :

$$v_h \text{ (m/h)} = \frac{Q \text{ (m}^3\text{/h)}}{STP \text{ (m}^2\text{)}}$$

Les vitesses de Hazen utilisées pour les eaux usées urbaines sont comprises entre 0,8 et 1,2 m/h sur la pointe de débit de temps sec. Différents procédés sont appliqués qui se distinguent par le sens de circulation de l'eau et de la boue. Le procédé le plus commun est à « contre-courant » où la boue et l'eau circulent en sens inverse (figure 05).

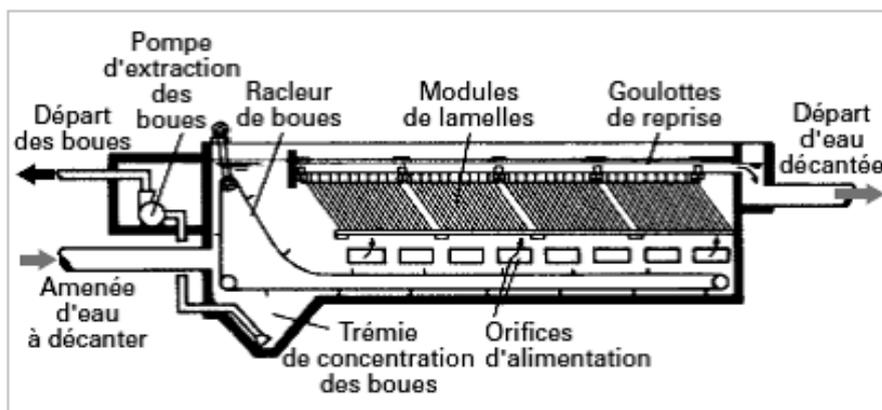


Figure 05 : Décanteur lamellaire à contre courant.

### 3.1.3.2 TRAITEMENT PRIMAIRE

Une fois l'effluent des eaux usées urbaines est dégrossi, tamiser, dessabler déshuiler, on obtient une eau en matière organique sédimentable.

La décantation vise à éliminer une fraction de **45% à 65%** de matières en suspension sédimentable selon la loi du stock en régime laminaire, on faisant circuler l'eau à épurer à une vitesse faible, cette fraction peut être augmentée si le processus de décantation est précédé d'un traitement de « **coagulation-floculation** » qui fait décanter les matières colloïdes après formation de floccs ; ce dernier traitement est réalisé le plus souvent par des sels de fer et d'aluminium, de la chaux « **CaO** » et des poly électrolytes, à la fin de l'opération de décantation, le sous produit sera récupérer par raclage du fond de bassin, et déverser dans la chaîne du valorisation « traitement des boues ».

La coagulation –floculation avec le coagulant sulfates d'alumine : **[AL<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, 18 H<sub>2</sub>O]**

*Hydrolyse:*



*Coagulation :*

La déstabilisation des colloïdes à l'aide de coagulant, et formation de complexe soluble.



*Floculation :*

La collision des colloïdes et formation d'hydroxyde d'alumine ((floc)) qui finisse par décanter sous l'effet de leur poids.



Le processus de décantation - floculation, est essentiel dans la chaîne de traitement primaire, a pour but de :

- Retenir une fraction importante de la pollution organique,
- Alléger la charge du traitement biologique ultérieur,
- Réduire les risques de colmatage des systèmes de traitement biologique par culture fixes « lits bactériens, disques biologiques »,
- Eliminer **30 à 35 %** de la **DBO<sub>5</sub>**, et **65 %** de la **DBO<sub>5</sub>** si on procède à la floculation, et **60 %** des MES décantées, et en fin **90 %** des matières décantées.

### **3.1.3.3 TRAITEMENT SECONDAIRE**

Une épuration biologique des eaux domestiques est très efficace ; permet d'éliminer la majeure partie des matières polluantes organique biodégradable, dissoutes ou dispersées dans l'eau à épurer.

On distingue deux types de traitement :

#### **3.1.3.3.1 ÉPURATION PAR VOIE ANAEROBIE**

Ce type de traitement appelé aussi "digestion anaérobie", elle est utilisée pour les effluents très concentrés en pollution carbonée de type industriel : sucrerie, conserverie, etc.

Les réactions s'effectuent en absence de l'oxygène, et les matières organiques biodégradables se retrouvent après la biodégradation sous forme de méthane (**CH<sub>4</sub>**) et (**CO<sub>2</sub>**).

#### **3.1.3.3.2 EPURATION PAR VOIE AEROBIE**

C'est le procédé le plus souvent utilisé dans l'épuration biologique des eaux usées domestiques, il consiste à dégrader les matières organiques grâce à l'action d'une biomasse épuratrice, à laquelle doit être fourni de l'oxygène nécessaire pour son développement.

La biomasse épuratrice est constituée de micro-organismes vivants, elle peut être soit libre (mêlée au milieu aqueux à épurer : boues activées), soit fixée (accrochée sur un support solide à la surface du quelle percole l'eau à traiter ((Lits bactériens, disques biologiques))).

Parmi les précédés d'épuration aérobies on distingue :

##### ***A. Les procédés extensifs***

Dans les quels la concentration en micro-organismes épurateurs est assez faible.

Ces procédés ont l'inconvénient d'avoir un temps de séjour assez long d'une part, et la nécessité de grands terrains d'autre part, on peut citer :

##### ***A.1 L'épandage***

Est classé parmi les méthodes d'épuration les plus anciennes, dans laquelle les effluents sont amenés vers des prairies ou terrains de culture, dont le but est d'épurer ces eaux en processus biologiques qui s'opèrent naturellement dans le sol et d'engraisser le sol en parallèle.

L'épuration dans le sol s'effectue en deux stades :

- fixation des matières à épurer sur les particules de terre.
- dégradation de la pollution sous l'action des micro-organismes du sol.

##### ***A.2 Le lagunage***

C'est un procédé d'épuration des eaux usées domestiques, rustique et très simple, les effluents sont dirigés vers des bassins étanches appelés lagunes.

Une autre caractéristique importante est son grand pouvoir tampon face aux variations de charges organiques ou hydrauliques, en raison du temps de rétention hydraulique qui est beaucoup plus élevé que dans les autres procédés, **on distingue :**

### A.2.1 Les lagunes naturelles

L'épuration par lagunage naturel repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en cultures libres et d'algues, L'oxygène nécessaire à la respiration bactérienne est produit uniquement grâce aux mécanismes photosynthétiques des végétaux en présence de rayonnements lumineux, les lagunes naturelles sont aussi connues sous le nom d'étangs de stabilisation.

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

- ✓ Petites collectivités : 250 à 1500 EH (conseillé) voire 100 à 2000 EH (possible).
- ✓ Eaux résiduaires domestiques seules et peu concentrées (DBO5 < 300 mgO<sub>2</sub>/l).
- ✓ Les réseaux strictement séparatifs sans eaux parasites sont à éviter.
- ✓ Nature du sol peu perméable (ou emploi de géo-membranes)
- ✓ Grande disponibilité en terrain.
- ✓ Supporter des contraintes d'exploitation lourdes ; curage, etc.
- ✓ Bonne élimination des germes pathogènes en été.
- ✓ Adaptation aux variations de charges hydrauliques (réseau unitaire).

### A.2.2 Les lagunes aérées

Les lagunes aérées sont des bassins traversés par l'effluent à épurer, dont l'oxygène nécessaire à maintenir les boues activées en suspension est fourni par des aérateurs à turbine.

Suivant l'intensité du mélange eau-boues assurée par l'aération, les lagunes aérées sont classées en aérobies ou mixtes « aérobies-anaérobies » :

- **Lagunes aérobies :**

Elles sont assimilables à des réacteurs à boues activées, l'oxygène fourni par le diffuseur d'air permet la biodégradation de la matière organique par les bactéries aérobies, les boues restent en suspension et elles sont évacuées en même temps que les eaux traitées, donc il faut prévoir un décanteur disposé au bout de la chaîne.

- **Lagunes mixtes (facultatifs): aérobies-anaérobies**

Les étangs aérés facultatifs sont constitués de bassins dans lesquels l'oxygénation est réalisée au moyen de diffuseurs d'air installés au fond des bassins ou d'aérateurs de surface.

Les étangs sont en condition de mélange partiel, c'est-à-dire que l'énergie de brassage est insuffisante pour éviter des dépôts. Seule une partie des matières solides est maintenue en suspension. Une partie des matières en suspension décantent au fond des bassins, où elles constituent les boues qui entrent en digestion anaérobie. Les charges organiques appliquées et les matières organiques solubles provenant de la digestion des boues sont oxydées dans les zones supérieures aérobies.

Pour obtenir un effluent clarifié, il est nécessaire de prévoir une zone sans apport d'air à la fin du dernier étang ou un dernier étang non aéré (un décanteur).

## **B. Les procédés intensifs**

Ces procédés permettent la diminution des terrains d'installation et le temps de séjour, en intensifiant l'élimination des matières organiques, et on distingue deux types de procédés :

- Procédés à culture fixe
- Procédés à culture libre

### **B.1 Les procédés à cultures fixes**

Ce procédé regroupe tous les procédés, où la biomasse épuratrice est accrochée sur un support solide à travers lequel on percole l'eau à traiter, on trouve :

#### **B.1.1 Les lits bactériens**

Appelés les filtres bactériens ou aussi filtres percolateurs ; sont constitués de masses de matériaux de grande surface spécifique, servant de support aux micro-organismes épurateurs qui y forment un feutrage plus ou moins épais, dont l'eau à traiter est percoler, préalablement décanté sur cette masse.

La dispersion de l'eau à épurer en surface du lit, est réalisée par un dispositif tournant.

Une aération est pratiquée quelquefois pour apporter l'oxygène nécessaire au maintien en aérobie de la microflore.

La pollution contenue dans l'eau, est diffusée à travers un film biologique qui comporte des bactéries, et par conséquent dégradée pour donner des métabolites.

Pour augmenter la surface spécifique, il y a intérêt de choisir des matériaux de faibles dimensions et maintenir les vides de 4 à 8 cm pour le passage de l'eau et de l'air.

**Selon la nature de matériau on distingue :**

- ✓ **les lits bactériens traditionnels** : on utilise comme remplissage minéral (la pouzzolane, du coke et des cailloux siliceux)
- ✓ **les lits bactériens modernes** : à remplissage organiques dits plastique (anneaux de rachi, PVC, polystyrène...) qui sont utilisés en modèle ou en vrac.
- ✓ **Les lits bactériens composés** : à remplissage ne dépassent jamais les 5 m de hauteur.

A cause de ces garnissages, les lits bactériens peuvent atteindre une hauteur de 12 à 15m.

**Selon la charge de l'effluent on a :**

- Les lits bactériens à faibles charges.
- Les lits bactériens à hautes charges.

• **Les lits bactériens à faibles charges :**

La vitesse de l'effluent est modérée et ne provoque pas l'entraînement des matières actives, les deux processus d'épuration aérobie et non aérobie peuvent se manifester au même temps.

Les charges communément admises sont les suivantes :

- $37 \text{ m}^3 / \text{m}^2 / \text{j}$  pour la charge hydraulique.
- $0,2 \text{ kg DBO}_5 / \text{m}^3 / \text{j}$  pour la charge organique.

Le rendement épuratoire est très élevé et atteint 95%, ce procédé s'adapte bien à la variation du débit, néanmoins il est déconseillé de l'utiliser, car ses résultats sont instables et variables dans le temps.

• **Les lits bactériens à hautes charges :**

Ils peuvent fonctionner sous des charges organiques qui peuvent aller jusqu'à dix (10) fois plus grande que la précédente.

Les paramètres caractéristiques de la capacité d'épuration sont comme suit :

- $20 \text{ à } 25 \text{ m}^3 / \text{m}^2 / \text{j}$  pour la charge hydraulique
- $1 \text{ à } 2 \text{ kg DBO}_5 / \text{m}^3 / \text{j}$  pour la charge organique

### B.1.2 Les disques biologiques

Le mode de fonctionnement de ce type de station est basé toujours sur la biodégradation aérobie de la pollution organique.

Les percolateurs sont des disques de **2 à 3 m** de diamètre, en matière plastique poreuse rangés les uns à côté des autres sur un axe horizontal avec un espacement de **2 cm**.

Les disques tournent à une vitesse de **1 à 3** tours par minute dans le sens de l'écoulement des eaux qui se dirigent vers le décanteur secondaire,

La biomasse se trouve alternativement en contact avec l'eau à traiter et avec l'oxygène de l'air ambiant, et lors de l'immersion les microorganismes absorbent les matières organiques en se saturant d'oxygène atmosphérique, et forment un film (une culture) biologique riche en bactéries aérobies épuratrices à la surface des disques semi immergés.

Les boues déposées étant circulées en tête de la station, et représentent 1 à 1.3 l/hab/j, c'est à dire 0.8 à 1kgMES/ kgDBO<sub>5</sub> éliminée,

### B.1.3 Les bio-filtres

Les bio-filtres permettent selon leur configuration d'éliminer la pollution carbonée ou azotée par Nitrification-Dénitrification.

Cette technologie vise à réaliser simultanément, dans le même ouvrage la réaction biologique de dégradation aérobie de la pollution et la clarification par filtration.

## Principe de fonctionnement :

Les bio-filtres mettent en jeu trois (03) phases :

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

Une cellule de bio filtration est constituée d'un bassin garni d'un matériau filtrant, de faible granulométrie, immergé et aéré ou non selon le type de réacteur (biomasse).

Le matériau filtrant doit être microporeux, de grande surface spécifique, résistant à l'abrasion et doit permettre une rétention des matières en suspension, il doit aussi avoir un diamètre compris entre 1 et 4 mm et une masse volumique située entre 1,4 et 1,8 g/cm<sup>3</sup>.

La filtration s'effectue dans la masse ce qui limite les risques de lessivage.

L'alimentation en eau résiduaire peut être réalisée par le haut (flux descendant) ou par le bas (flux ascendant).

La transformation de la matière organique ou l'oxydation des composés azotés contenus dans l'eau usée est effectuée par des micro-organismes adhérant au support granulaire.

Le milieu doit rester en aérobiose (sauf pour la dénitrification) pour satisfaire le besoin en oxygène des microorganismes.

Le massif filtrant se colmate progressivement par développement du bio-film et rétention des matières en suspension, il faut alors retirer l'excès de biomasse pour maintenir les capacités hydrauliques et épuratoires du bio-filtre.

Le lavage s'effectue par injection ascendante d'eau épurée et d'air puis d'eau seule pour le rinçage. Les cycles de lavages en flux nécessitent l'interruption du traitement des effluents. Les eaux de lavages et les boues excédentaires sont, en général, renvoyées en tête de station.

Ceci provoque une augmentation de la charge volumique qui a peu d'incidence sur la qualité d'eau sortant des bio-filtres.

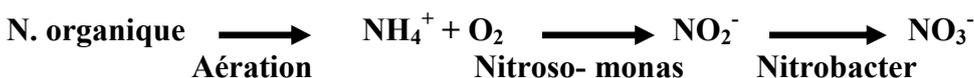
Un lavage journalier de chaque filtre est à prévoir, le redémarrage d'un filtre après lavage est rapide, la biomasse active étant toujours présente dans les pores du milieu granulaire.

### Dans un seul ouvrage, deux (02) fonctions épuratrices sont combinées :

- La rétention des matières en suspension par simple passage de l'eau usée dans la masse filtrante.
- La transformation biologique de la pollution organique dissoute par la biomasse fixée.
- Les bio-filtres sont donc, en général, utilisés en traitement secondaire ou tertiaire, les traitements réalisés à l'amont restent cependant indispensables tels que dégrillage, dessablage, dégraissage et décantation primaire.

### Principes d'épuration classique d'un bio-filtre :

- Abattement de la pollution carbonée par transformation du carbone organique en carbone minéral par les micro-organismes.
- Élimination de l'azote organique par nitrification, c'est-à-dire transformation de l'azote organique en nitrates.



- Transformation de nitrate en azote gazeux par dénitrification. Ainsi, par dégazage, l'azote est éliminé.



## B.2 Les procédés à cultures libres : boues activées

Une épuration biologique des eaux domestiques très efficace, permet d'éliminer la majeure partie des matières polluantes organique biodégradable, dissoutes ou dispersées dans l'eau à épurer, le procédé utilisé dans les réacteurs biologiques est une intensification du processus que l'on retrouve dans la nature sous le nom d'auto-épuration.

### Les dispositifs spéciaux conçus dans ce type de procédé sont :

- Les réacteurs biologiques : « zone contacte + zone d'aération + zone de dégazage ».
- Les clarificateurs : décanteurs secondaires
- Un dispositif de recirculation périodique des boues en tête du réacteur biologique, cela permet de maintenir une forte concentration de la faune et la flore, pour assurer le niveau d'épuration souhaité.
- Un dispositif d'évacuation des boues en excès, c'est-à-dire du surplus des cultures bactériennes synthétisées en permanence, vers la chaîne de traitement des boues.
- Un dispositif de fourniture d'oxygène à la masse bactérienne présente dans le bassin d'aération.
- Pour conserver en suspension la culture, dans laquelle est maintenu l'oxygène pour les procédés aérobies, on prévoit un brassage.

C'est dans les bassins d'aération qu'a lieu le traitement biologique proprement dit.

Une quantité contrôlable d'oxygène de l'air y est apportée, grâce à elles, les bactéries aérobies (micro-organisme naturelle ou la biomasse) ont la faculté de métaboliser de nombreux composés organiques et minéraux ( $H_2S$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ), et même il existe des bactéries qui peuvent assimiler des composés toxiques tel que, les phénols, le formaldéhyde, les cyanures etc.

Les micro-organismes regroupées en formations flocculeuses, entraînées par les eaux, parviennent dans les bassins de décantation secondaires où ils se déposent sous forme de boues, afin de précipiter- d'activer le procédé, d'où le nom de processus des boues- activées, ces boues composées de microorganismes vivants, sont recyclées en tête du bassin d'aération où une certaine quantité de microorganismes peut être maintenue.

### Les deux paramètres essentiels d'un bon fonctionnement d'un traitement biologique sont :

- Un apport suffisant en oxygène qui va oxyder la matière dégradable.
- Une quantité suffisante en boues composée,

Ces paramètres une fois adaptés aux conditions particulières de l'effluent traité permettant alors le traitement biologique le plus approprié.

Quelque soit la manière de mise en contact entre la pollution et la biomasse, à bactérie fixées (lit bactérienne-le disque biologique-le bio-filtre), ou à bactéries non fixe (boues activées) toute en aérant, la dégradation de la pollution suit les mêmes étapes c'est-à-dire :

Augmentation de la biomasse et diminution en exponentielle de la DBO jusqu'à 80%.

### Les paramètres essentiels caractérisant un réacteur biologique:

En épuration d'eau un réacteur biologique pourra se caractériser suivant trois paramètres essentiels :

- La charge massique :  $C_m$ .
- Charge volumique :  $C_v$ .
- Age des boues :  $A_b$ .
- Indice de MOHLMANE :  $I_m$
- Besoin en oxygène.
- l'aptitude des boues a la décantation.

Ces paramètres une fois adaptés aux conditions particulières de l'effluent épuré permettant alors l'épuration biologique le plus approprié.

#### ○ La charge massique : $C_m$

Elle caractérise l'équilibre biologique du traitement.

Elle représente le rapport : Nourriture/ biomasse

Définition: la quantité de substrat polluant (DBO<sub>5</sub>) mis à la disposition d'un micro-organisme (ou d'une unité de masse de micro-organismes) par unité de temps.

Elle est exprimée en kgDBO<sub>5</sub> / kg de matière sèche par jour.

$$C_m = \frac{Q \times S_0}{V \times X_t}$$

**Avec :**

**Q :** le débit de l'effluent à traiter [m<sup>3</sup>/j],

**S<sub>0</sub> :** la concentration en substrat, en [kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>],

**X<sub>t</sub> :** la concentration en biomasse dans le bassin, en [kgMS/m<sup>3</sup> ou kgMVS/m<sup>3</sup>],

**V :** le volume du bassin en [m<sup>3</sup>].

- *Charge volumique : C<sub>v</sub>*

C'est la masse de pollution entrant journallement par unité de volume du réacteur.

Elle s'exprime en Kg de DBO<sub>5</sub> / m<sup>3</sup> / J.

$$C_v = \frac{Q * S_0}{V}$$

- *Age des boues : A<sub>b</sub>*

L'état physiologique de la biomasse est mesuré par l'âge moyen de la boue (le temps de séjour moyen des boues dans le bassin d'aération).

Il se définit comme étant le rapport entre la quantité de boue dans le bassin et celle extraite quotidiennement.

$$A_b = \frac{[MES]_{BA} \times V_{BA}}{[MES]_E \times Q_E}$$

A<sub>b</sub> : l'âge des boues eu heure.

Q<sub>E</sub> : Débit journalier d'extraction des boues en excès

[MES]<sub>BA</sub> : Concentration en MES des boues activées Kg / m<sup>3</sup>.

V<sub>BA</sub> : Volume du bassin d'aération (la liqueur mixte) en m<sup>3</sup>.

[MES]<sub>E</sub>: Concentration en MES des boues extraites

- *Indice de MOHLMAN : I<sub>m</sub>*

L'efficacité d'un procédé de boues activées est liée à la décantabilité de la boue formée par la bio-floculation dans le bassin d'aération, cette décantabilité est mesurée par l'indice de MOHALMAN:

Il définit le volume occupé par une unité de masse de boue activée après 30 minutes de décantation en éprouvette d'un échantillon d'un litre, par rapport à la masse de résidus sec de cette boue.

$$I_m = \frac{V_{30}}{M}$$

V<sub>30</sub> : volume de boue obtenu après 30 mn de décantation d'un litre de boue activée.

M : masse des matières en suspension dans le bassin de boue activée.

IM est sous l'influence d'un certain nombre de paramètres qui définissent les conditions de formation du floc dans le réacteur biologique :

- Intensité d'agitation
- Etat physiologique de la biomasse
- Les conditions du milieu : Équilibre du substrat, PH, Température, etc
- Les charges de fonctionnement

### 3.1.3.4 TRAITEMENT TERTIAIRE (COMPLEMENTAIRE)

Le traitement tertiaire, est un procédé spécifique d'affinage, intervient quand on constate que l'eau qui sort du clarificateur ne répond pas aux normes de rejet ((contient des éléments pour atteindre le milieu

naturelle)), ou pour adapter ces eaux à l'usage direct (industrie ou agriculture), et indirecte quand le rejet se fait en amont d'une source d'AEP, d'où l'élimination des nutriments (N, P) et les germes pathogènes.

### 3.1.3.4 1 ELIMINATION DE LA POLLUTION AZOTEE

L'azote est un élément que l'on trouve partout, dans les eaux de surface (**azote ammoniacal NH<sub>3</sub>**), et dans les eaux sous terraines (**nitrate NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, nitrite NO<sub>2</sub><sup>-</sup>**), et dans les eaux usées urbaines ; dont l'azote provient généralement soit des excréments de l'homme, soit des produits commerciaux pour l'entretien des ménages des locaux, et se présente essentiellement sous forme d'azote organique (urées, protéines) et d'azote ammoniacal NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ; il est rejeté 13 à 15 g d'azote par habitant et par jour, les  $\frac{2}{3}$  sous forme ammoniacale et  $\frac{1}{3}$  sous forme organique (urée)

**Tableau 03:** Distribution de la pollution P et N selon leurs origines

La pollution	N(%)	P(%)
Matière fécale	15	40
urines	85	60

Le principe d'élimination biologique de l'azote se fait en trois étapes indispensables suivant le cycle biologique de l'azote.

- L'ammonification.
- Assimilation.
- Nitrification « Nitritation – Nitratation » et la dénitrification.

- **L'ammonification :**

C'est la première étape de la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal, réalisée par les bactéries, autant en milieu anoxique qu'aérobie, suivant la réaction, dont la vitesse d'ammonification dépend essentiellement de la concentration en azote ammoniacal.



- **L'assimilation :**

C'est l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne.

L'assimilation peut jouer un rôle important dans l'élimination de l'azote dans certaines eaux résiduaires industrielles, mais dans biens des cas et en particulier en eaux résiduaires urbaines, ne suffit pas à elle seul à éliminer l'azote, car les quantités présentes dans les effluents à traiter sont bien supérieurs à ce qui peut être assimilé pour la synthèse.

- **La nitrification :**

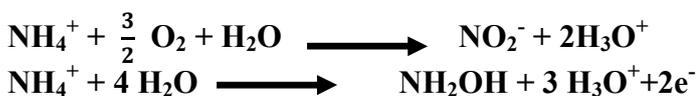
Elle permet la transformation de l'ammoniac en nitrates, lors de la phase aérée de la biomasse contient des bactéries autotrophes du genre : **Nitrosomonas** et **Nitrobacter**.

Cette transformation se fait en deux étapes successives :

- La conversion de l'ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en nitrites NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, qui s'appelle la Nitritation.
- La conversion des nitrites NO<sub>2</sub><sup>-</sup> en nitrates NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, qui s'appelle la Nitratation, dont le dosage est de 4.5 g d'O<sub>2</sub> pour nitrifier 1g d'azote.

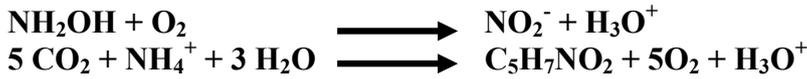
⇒ **La Nitritation:**

La réaction d'oxydation est la suivante :



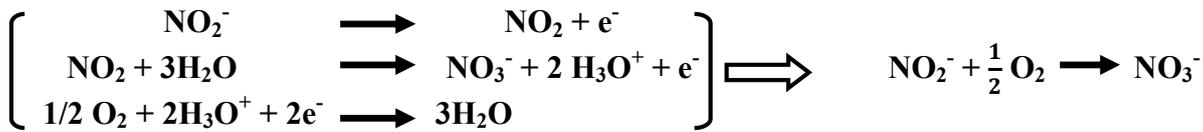
Cette réaction a lieu en deux étapes :

La formation de cellules bactériennes est régie par la formule suivante :



⇒ **La Nitratisation :**

Les Nitrobacter oxydent les nitrites en Nitrates selon les réactions suivantes :



• **La dénitrification :**

C'est un processus anaérobie, consiste à réduire la teneur globale d'azote nitrifié  $\text{NO}_3^-$  par certaines bactéries hétérotrophes très actives en milieu pauvre en oxygène qui vont le rendre sous forme gazeuse.

Cette réduction d'azote nitrique se produit à travers différentes réaction que l'on peut schématiser comme suit :



**Globalement**, en épuration d'eau résiduaire on admet la réaction suivante :



• **la vitesse de dénitrification :**

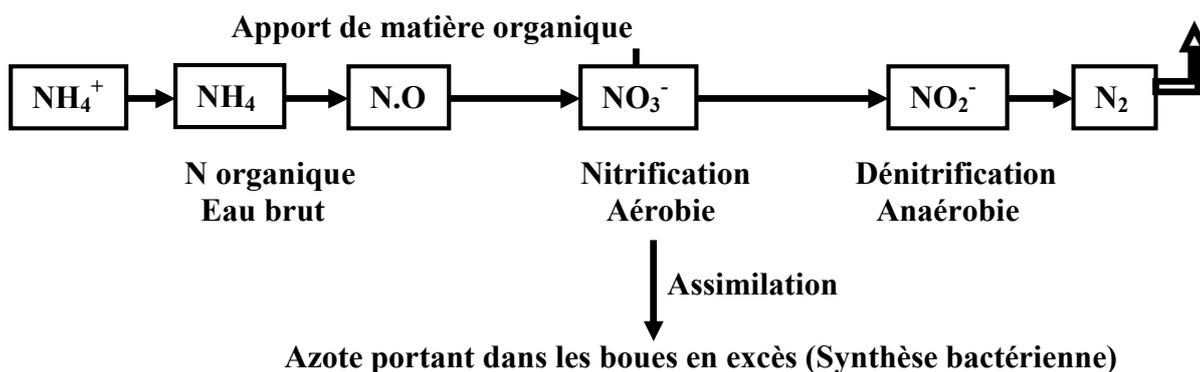
Est commandée par quatre paramètres essentiels

- **La température :** la dénitrification augmente proportionnellement avec la température.
- **L'oxygène dissous :** La présence d'oxygène inhibe la réaction de dénitrification.
- **Le PH :** Le PH optimal se situe entre 7 et 8.2.
- **Source de substrat carboné :** Le substrat carboné influe par sa nature et sa concentration.

La dénitrification par utilisation du carbone organique contenu dans un effluent urbain conduit à des cinétiques très acceptables comparées à celles obtenues avec des produits facilement biodégradables.

La dénitrification permet une restitution d'alcalinité égale à la moitié de la consommation nécessaire à la nitrification.

Mécanisme réactionnels de la dégradation de la pollution azotée par Nitrification-Dénitrification :



3.1.3.4 2. ELIMINATION DU PHOSPHORE

La déphosphoration biologique repose sur l'accumulation du phosphore à l'intérieur des bactéries, qui sont évacuées avec les boues en excès.

Ce procédé ne nécessite pas de réactifs et ne conduit pas à une production supplémentaire de boues. Dans une installation « classique », une partie du phosphore est éliminée avec les boues en excès, qui ont une teneur en phosphore d'environ 2%.

On peut cependant, enrichir les boues de façon à obtenir des boues de 6 à 8% de phosphore. Pour cela, il est nécessaire que les boues passent, lors de leur cycle dans la station, à travers une zone d'anaérobie. Ces boues enrichies en phosphore permettent donc d'éliminer le phosphore de l'eau.

**En résumé**, cette technique conduit à un transfert du phosphore, de la phase liquide ((effluent brut)) vers la phase solide ((boues activées)).

#### 3.1.3.4.3. LA DESINFECTION

Ce traitement a pour objectif, d'améliorer la qualité bactériologique de l'effluent épuré. Une désinfection n'a de sens que si l'eau préalablement bien épurée et clarifiée.

La désinfection par le chlore est la plus fréquente ; elle nécessite pour être efficace, un temps de contact supérieur à 3mn au débit de pointe. Pour obtenir 99.9% de réduction de coliformes, et les doses admises sont les suivantes :

- Après les lits bactériens : **3 à 10 mg/l**
- Après les boues activées : **2 à 8 mg/l**
- Après filtration sur sable ou passage sur charbon actif : **1 à 5 mg/l**

L'effet stérilisant du chlore est d'autant plus efficace que l'épuration biologique est bonne, car la présence de  $\text{NH}_4^+$  réduit l'effet bactéricide du chlore par formation de chloramines peu actifs.

Le dioxyde de chlore  $\text{ClO}_2$ , le brome **Br**, l'ozone  $\text{O}_3$  et les rayonnements **UV** sont à la fois des agents désinfectants, tout particulièrement sur les virus et les bactéries, et sont des oxydants de la matière organique.

En Algérie, le réactif le plus souvent utilisé est l'eau de javel « **Na Cl O** » qui nécessite pour être efficace, le maintien d'une teneur suffisante (0.1mg/l) et un temps de contact minimal de 20 minutes.

#### 3.1.3.4.4. TRAITEMENT DES BOUES RESIDUAIRES

Les boues extraites du décanteur ont une teneur en eau avoisine de 99 %, on l'exprime généralement en siccité (1 %).

Les traitements appliqués aux boues « brutes » visent, selon la **dévolution** finale des boues, à réduire leurs volumes, leur pouvoir de fermentation liée à leur teneur en matières organique, C'est-à-dire en élimine les bactéries et les parasites présents.

Ces traitements permettent de limiter les nuisances olfactives liées aux fermentations, et les risques sanitaires lors de la réalisation des opérations d'épandage, mais aussi faciliter leur stockage, avant leur élimination ou leur valorisation.

**Trois étapes pour le Traitement des boues résiduares, se succèdent généralement :**

- **L'épaississement ;**
- **La déshydratation ;**
- **La stabilisation.**