



Traitement de l'eau

Dr. BESSEDIK Madani

mabessedik@yahoo.fr

m_bessedik@mail.univ-tlemcen.dz

Chapitre I

Généralités sur les eaux de consommation et normes de potabilité.

Chapitre II

Prétraitement des eaux de consommation.

Chapitre III

Traitement de Clarification.

Chapitre IV

Traitement de finition.

A close-up photograph of a water fountain. Water is spraying out from a dark, polished metal spout on the right side of the frame. The water is captured in mid-air, creating a dynamic, frothy spray that fills the left and center of the image. The background shows a clear blue sky with some light clouds and a blurred green bush or tree on the right. The overall scene is bright and fresh, emphasizing the purity of the water.

CHAPITRE I :
Généralités sur les eaux de
consommation et normes de
potabilité.

I.1- Introduction

و جعلنا من الماء كل شيء حي الأنبياء ٢٩

NOUS AVONS FAIT DE L'EAU TOUT ÊTRE VIVANT VERSET 29 SOURAT LES PROPHÈTES

Le corps d'un être humain adulte contient 60% d'eau, c'est-à-dire environ 42 litres d'eau pour une personne de 70 kg.

Water-man.



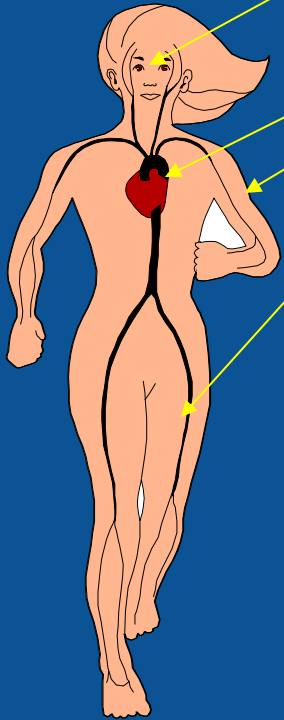
Cerveau 80 %

Sang 83 %

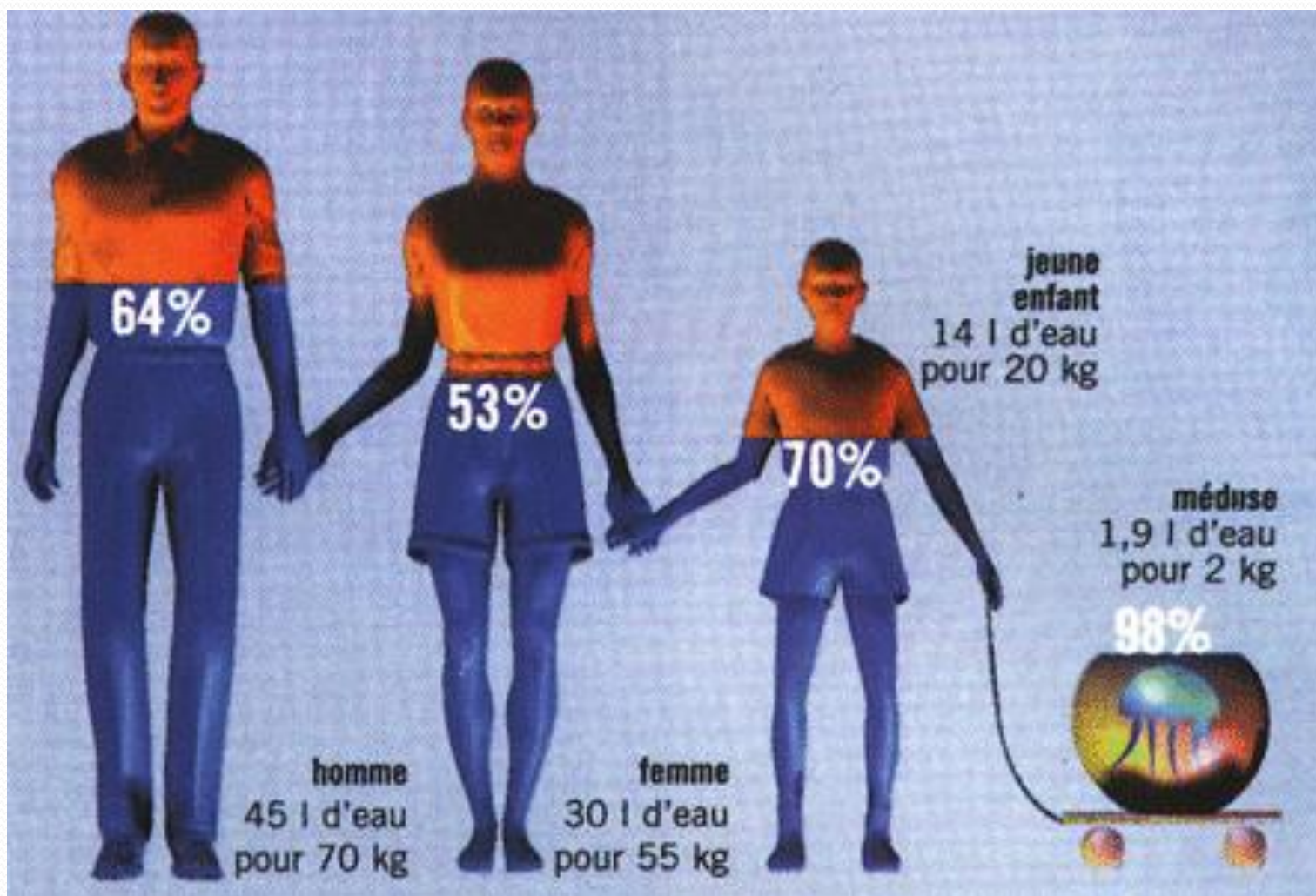
Muscle 76 %

Os 22 %

The human body is 70% water. Despite our gross total mass of 70kg, the bodies of water we contain will someday be our own.



La part de l'eau dans le corps diminue avec l'âge :



Où se cache l'eau ?

En dehors de l'homme et de tous les êtres vivants, l'eau se cache partout, car la culture de toute plante et la fabrication de presque tous les objets exigent de l'eau à un moment donné



Rizières

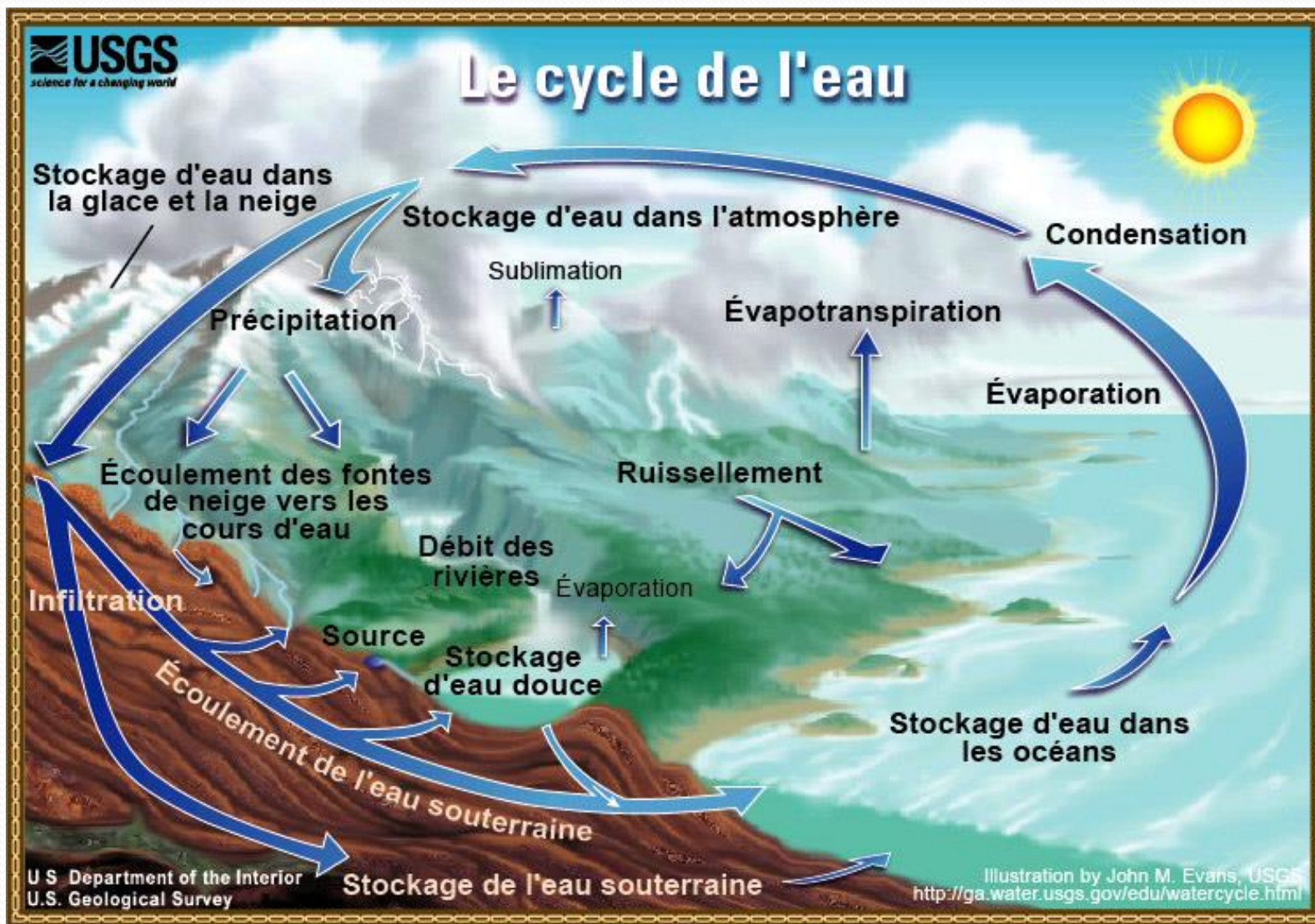


Champ de blé

Il faut :

- 1 000 l d'eau pour produire 1 œuf
- 400 l d'eau pour 1 kilo de maïs
- 1 500 l d'eau pour 1 kilo de blé
- 4 500 l d'eau pour 1 kilo de riz
- 10 000 l d'eau pour 1 kilo de coton

I.2- Le cycle de l'eau



I.2.1- Quelques données du cycle de l'eau

Le tableau suivant donne la répartition des stocks d'eau que l'on peut considérer comme participant au cycle de l'eau

Tableau I.1 : Estimation du volume d'eau total sur Terre, d'après World Resources

	Stock (en kilomètres cubes = 10^9 m^3)	% du total	Temps de résidence
Océans	1 350 000 000	97,410	2 500 ans
Glaciers	27 500 000	1,984	De 1500 ans à 10000 ans
Eaux souterraines	8 200 000	0,592	1400 ans
Mers intérieures	105 000	0,00758	Variable
Lacs d'eau douce	100 000	0,00722	17 ans
Humidité des sols	70 000	0,00505	1 an
Humidité de l'air	13 000	0,00094	8 jours
Rivières	1 700	0,00012	16 jours
Eau des cellules vivantes	1 100	0,00008	Quelques heures
Total	1 385 990 800	100	

Les principaux flux d'échange atmosphériques sont présentés au tableau 2 et les flux échangés par les rivières, les nappes et les glaciers sont résumés au tableau 3.

Tableau I.2 : Valeurs globales des flux à l'échelle de la planète, d'après World Resources

Evaporation sur les océans	425 000 km ³ /an	1 250 mm
Evaporation sur les continents	71 000 km ³ /an	410 mm
Précipitations sur les océans	385 000 km ³ /an	1 120 mm
Précipitations sur les continents	111 000 km ³ /an	720 mm

Tableau I.3 : Flux hydriques des continents aux océans (en km³/an), d'après World Resources

Débit de ruissellement des rivières (débit de crue)	27 000
Débit de base total des nappes aux rivières et océans	10 500
Apport aux océans par la fonte des glaciers	2 500
Total	40 000

I.2.3- Le cycle de l'eau : stocks en km³

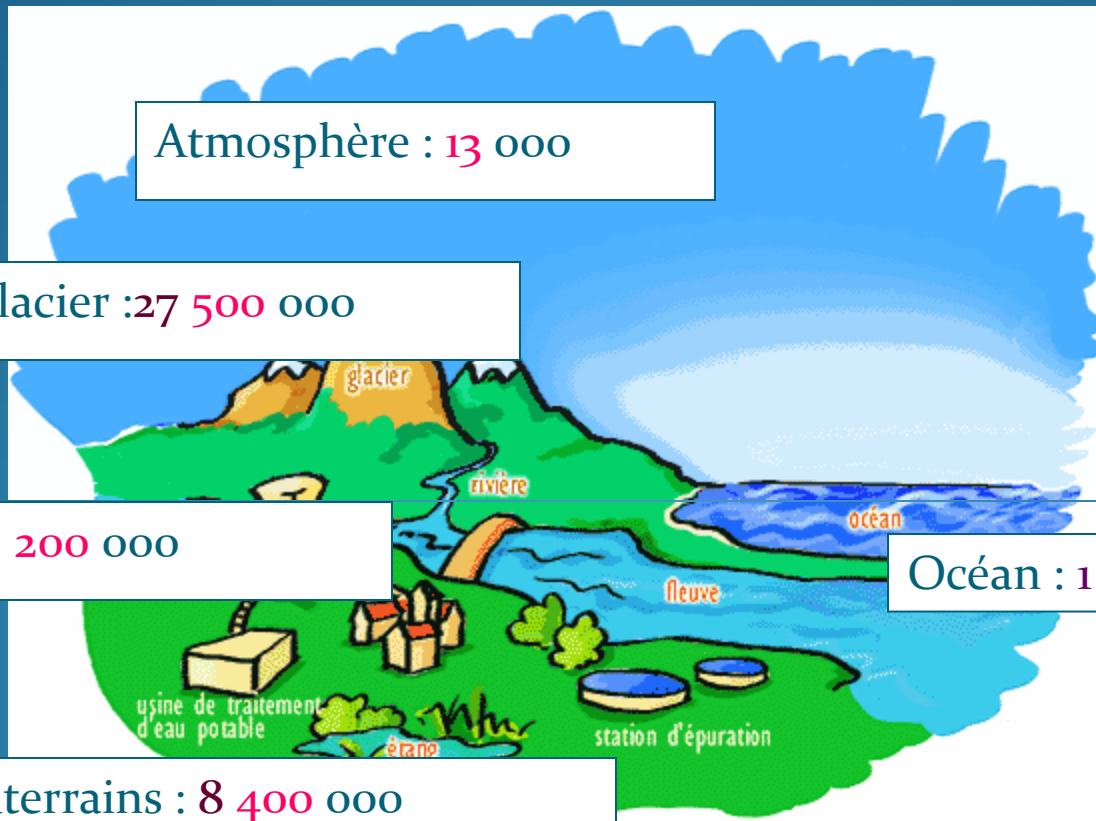
Atmosphère : 13 000

Glacier : 27 500 000

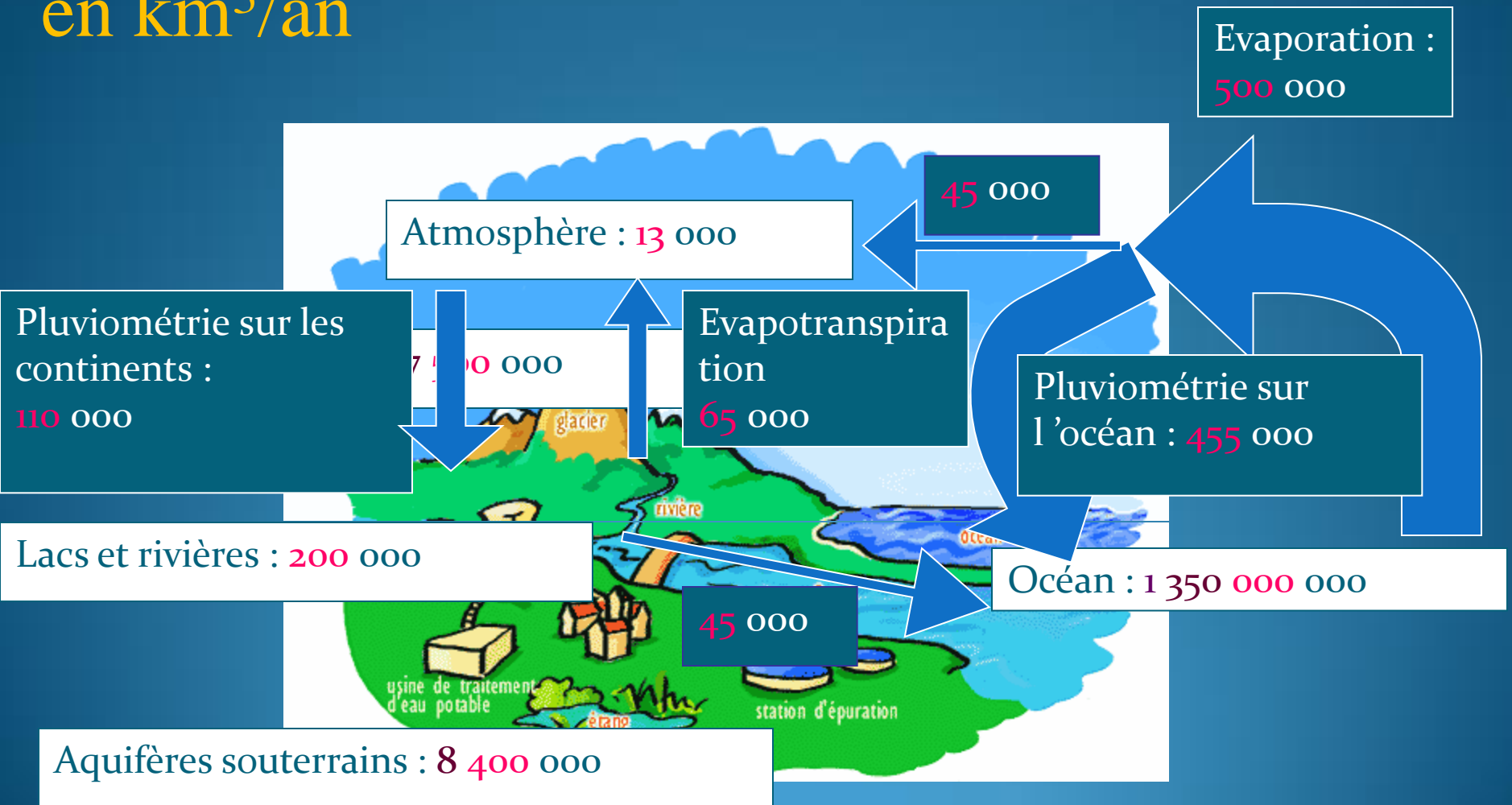
Lacs et rivières : 200 000

Océan : 1 350 000 000

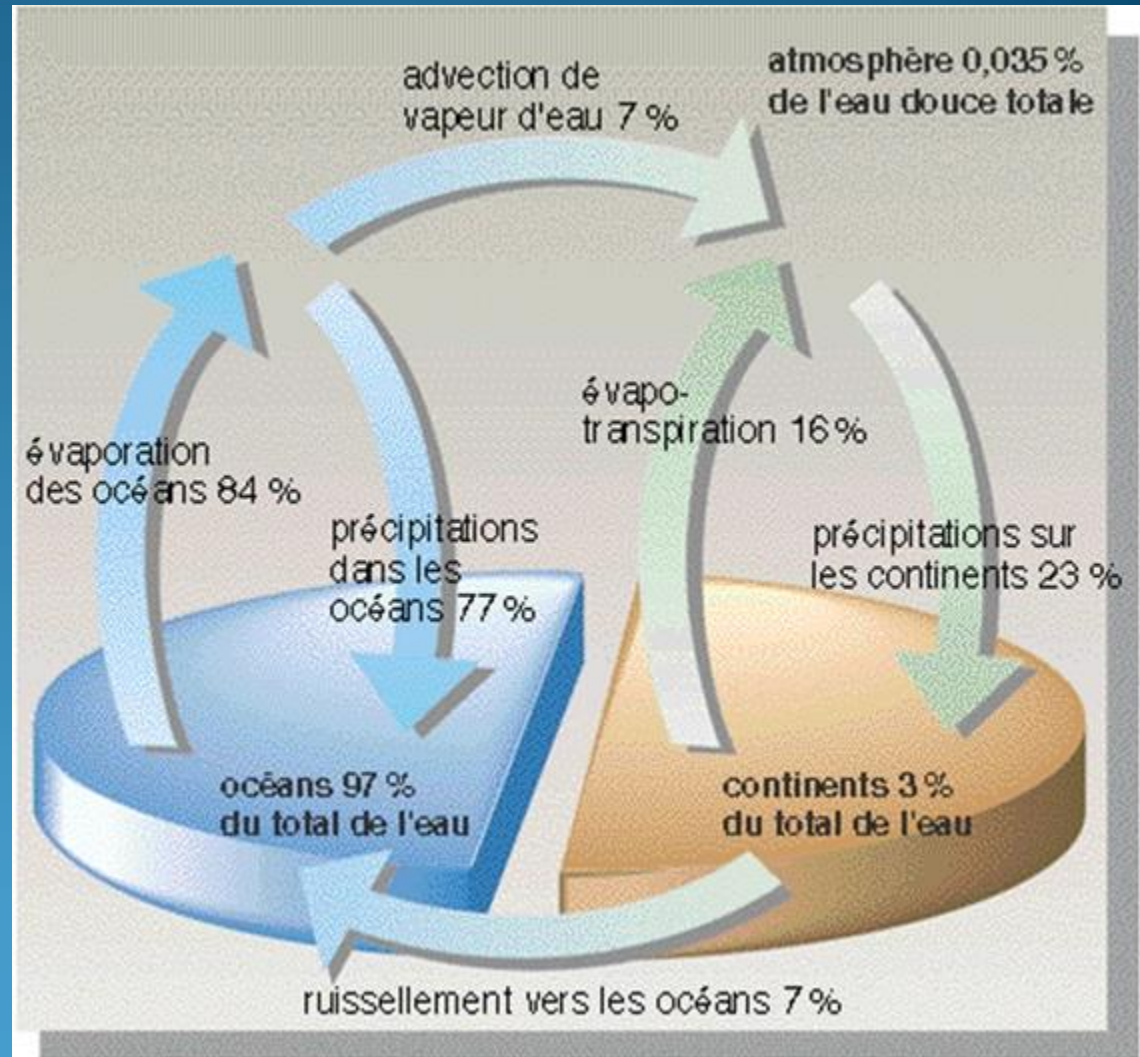
Aquifères souterrains : 8 400 000



I.2.4- Le cycle de l'eau : stocks en km³ et flux en km³/an



I.2.5- Bilan simplifié des flux d'eau (%)



Source : Larousse

وأرسلنا الرياح لواقح فأنزلنا من السماء ماء فأسقيناكموه وما أنتم له
بخازنين

سورة الحجر "آية 22"

Et Nous envoyons les vents féconds; et Nous faisons
alors descendre du ciel une eau dont Nous vous abreuvons
et que vous n'êtes pas en mesure de conserver.



1.3- Caractéristiques des eaux de consommation

Les eaux de consommation encore appelées eaux potables peuvent se présenter sous deux formes : l'**eau du robinet** et les **eaux minérales**.

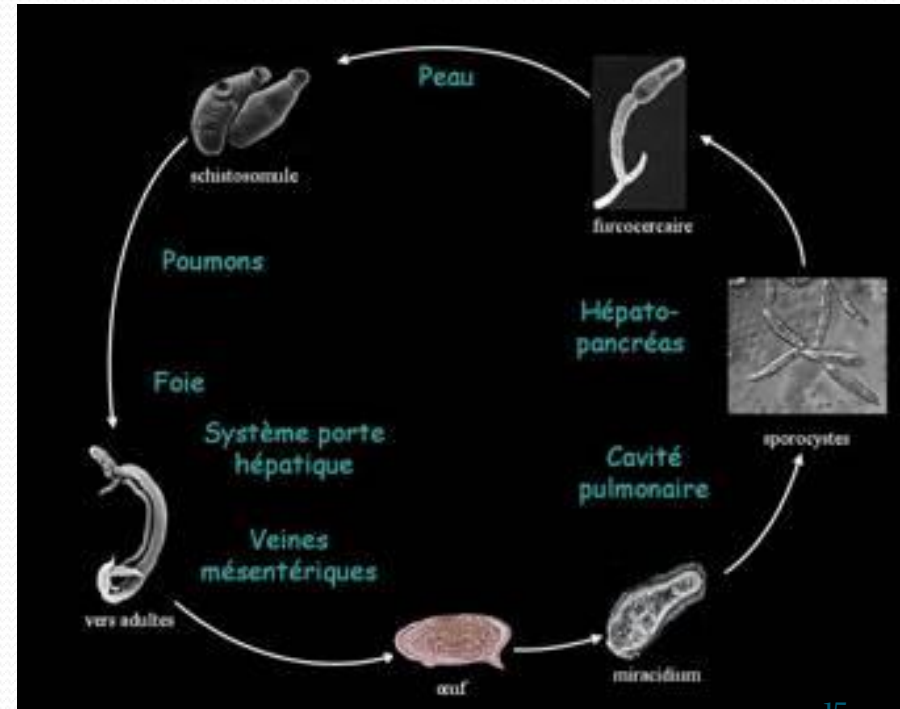
Toutes les eaux de consommation doivent répondre aux mêmes normes de qualité, à l'exception des eaux minérales naturelles qui peuvent présenter des caractéristiques particulières. Elles permettent les usages domestiques de l'eau (cuisine, hygiène, arrosage...).



I.4- Normes de qualités des eaux destinées à la consommation

Les normes portent sur :

a) La qualité microbiologique : l'eau ne doit contenir ni parasite, ni virus, ni pathogène.





b) la qualité chimique : les substances chimiques autres que les sels minéraux font l'objet de normes très sévères. Ces substances sont dites « indésirables » ou « toxiques ». Elles sont recherchées à l'état de trace (millionième de gramme par litre). Ces normes sont établies sur la base d'une consommation journalière normale, pendant toute la vie.



Tableau I.4 : Concentrations limites dans les eaux potables

Corps chimiques	Concentration maximale (en milligrammes par litre)
Composés phénoliques	0
Chrome hexavalent	0
Cyanures	0
Sélénium	0,05
Arsenic et composés	0,05 (d'arsenic)
Plomb	0,1
Fer et manganèse (ensemble)	0,3 (dont 0,2 de fer)
Fluorures	1 (de fluor)
Cuivre	1
Zinc	5
Nitrates	10 (d'azote)
Magnésium et composés	125 (de magnésium)
Chlorures	250 (de chlore)
Sulfates	250 (d'ion SO ₄)

Critères souhaitables

Ces critères se traduisent soit par des valeurs maximales ou minimales au-delà ou en deçà desquelles les eaux présentent des inconvénients, soit par des valeurs optimales.

- *Température : optimale entre 9 et 12 °C.*
- *Turbidité (matières solides fines en suspension) : se mesure par un nombre de gouttes d'un réactif approprié dans l'appareil de Dienert et Guillerd. Eviter de dépasser 25 à 30 gouttes.*
- *Couleur (due à des colloïdes en suspension) : se mesure de façon analogue, avec un réactif spécifique, définissant un indice n . Éviter de dépasser la valeur 20 pour n .*

c) la qualité physique et gustative : l'eau doit être limpide, claire, aérée et ne doit présenter ni saveur ni odeur désagréable. Cependant, une eau qui ne satisfait pas pleinement à ces critères ne présente pas forcément de risque pour la santé.



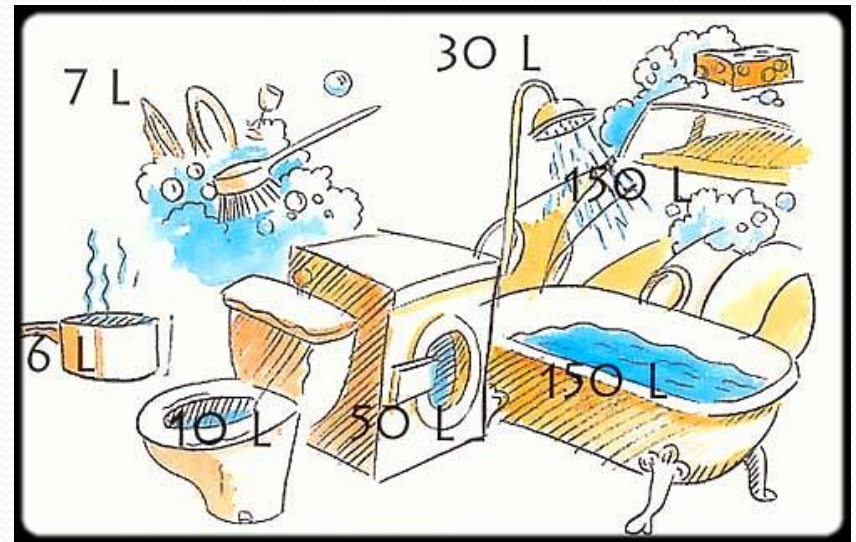
I.5- Usages de l'eau et leur exigences

L'eau est utilisée en milieu urbain d'abord comme élément vital pour les besoins physiologiques, puis comme moyen de lavage, comme solvant pour divers besoins domestiques et publics, et enfin comme évacuateur de déchets. Dans une évaluation des besoins en eau des centres urbains, il faut opposer nettement les besoins domestiques, propres à l'individu et les besoins publics, correspondant à sa vie en société. Par suite des conditions de distribution, toute l'eau fournie est potable, alors que certains besoins domestiques et publics n'exigeraient pas une eau de qualité aussi importante. Par contre, dans le cas de la consommation d'eau pour la boisson, une redoutable concurrence s'est instaurée dans maints pays développés entre eau potable et eau minérale.

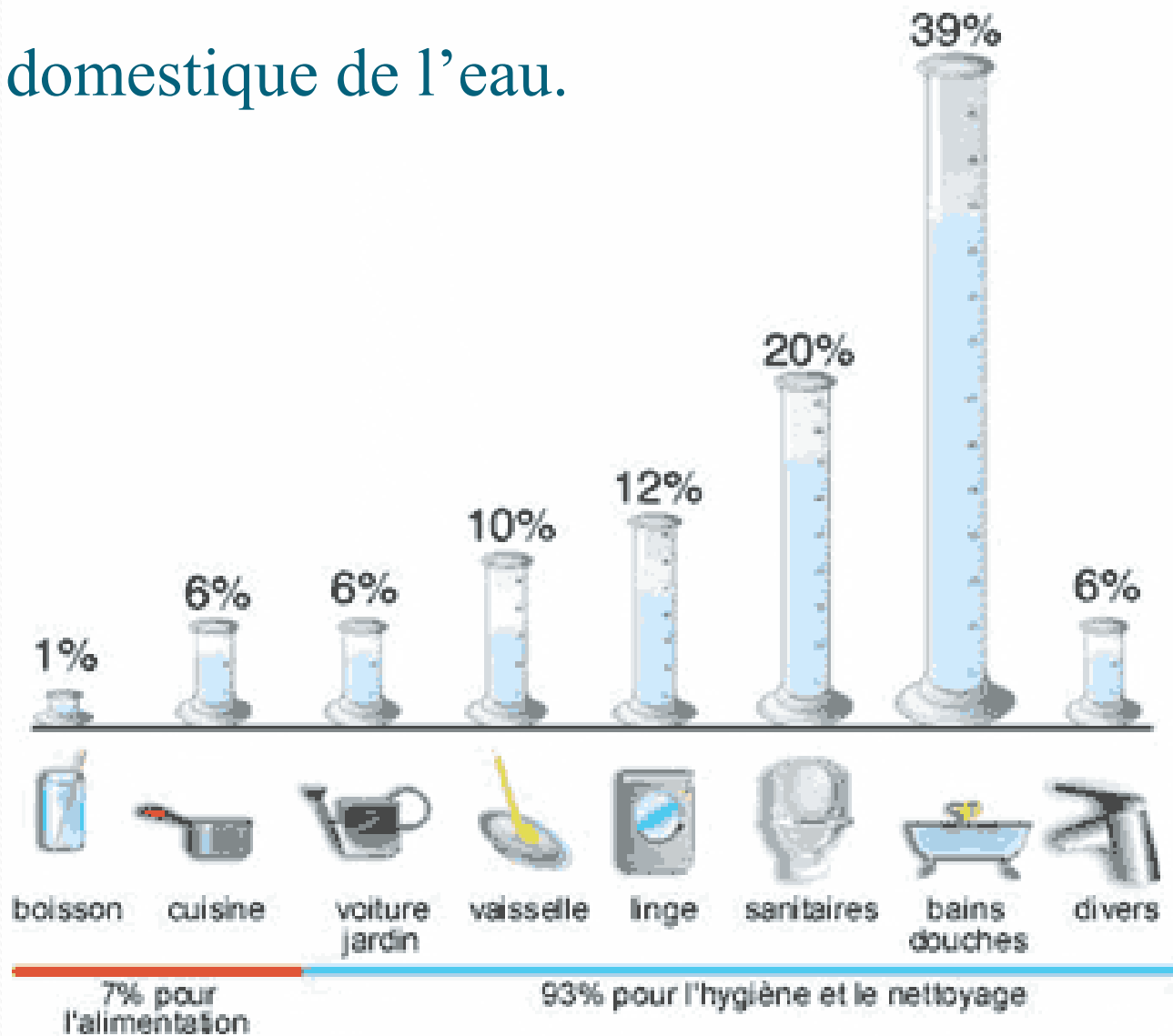
a) Eau domestique

Aux besoins domestiques directs (100 l/j/h) s'ajoutent donc des besoins d'au moins 200 l/j/h, soit un total de 300 l/j/h, soit 110 m³ /habitant/an environ. Ces besoins sont largement dépassés dans les grandes agglomérations et ils se répartissent en trois parts égales : celle des ménages, celle des commerces et des autres usagers collectifs, celle des services municipaux (les besoins domestiques et publics atteignent ainsi de 400 à 900 l/j/h).

On peut citer avec des réserves 836 l/j/h à Boston, 647 l/j/h à Montréal 606 l/j/h à Oslo, 565 l/j/h à Monaco, 500 l/j/h à Paris, 481 à Tokyo.



Consommation domestique de l'eau.





Ces eaux ne sont distribuées qu'après traitement, trois facteurs déterminent le choix d'un traitement :

- **La quantité** : La source doit couvrir la demande, en toute circonstance.
- **La qualité** : La qualité de l'eau brute dont on dispose doit être compatible avec la législation en vigueur.
- **L'économie** : Le coût d'investissement et de fonctionnement du procédé de traitement relatif à chacune des ressources disponibles est déterminant lors de la prise d'une décision.

Il faut signaler que les établissements distributeurs des eaux de consommation sont responsables de la conformité de ces eaux aux normes jusqu'à leurs arrivées au consommateur.

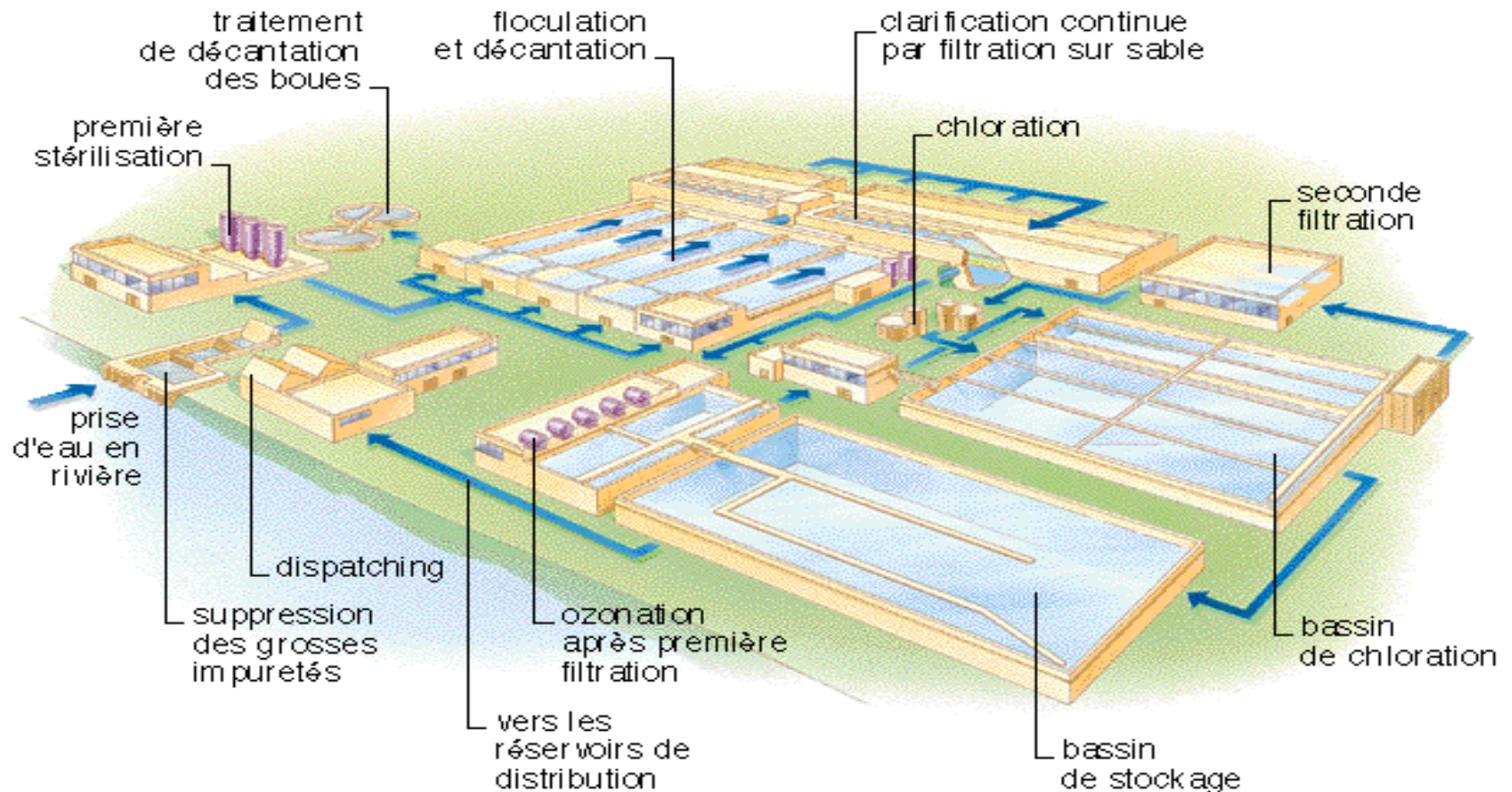
b) Eaux industrielles :

La qualité et la quantité des eaux utilisées dans l'industrie sont très variables, elles dépendent du type de l'entreprise productrice et de sa taille (voir tableau 1.5). Une eau qui va entrer dans un cycle de refroidissement d'une chaudière est moins exigeante que l'eau utilisée dans l'industrie électronique.

Tableau I.5 :
Principales
utilisations
industrielles de
l'eau et sources
d'eau possibles

Utilisation		Sources d'eau acceptables (souvent après un traitement adéquat)
Eau de fabrications nobles	<ul style="list-style-type: none"> - Agroalimentaire - Pharmacie - Papiers blancs - Textiles - Teintureries - Chimie 	<ul style="list-style-type: none"> - Eau moyennement minéralisée - Eau potable - Eaux de forage - Eaux de surface peu polluées
Eau déminéralisée	<ul style="list-style-type: none"> - Pharmacie - Chaudières - Préparation des bains divers - Rincages en galvanoplastie - Eau ultra pure - Dessalement par osmose inverse 	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux de forage - Eaux de surface peu polluées
Eau de refroidissement en circuit semi-ouvert	<ul style="list-style-type: none"> - Réfrigération atmosphérique 	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux de surface pauvres en Cl⁻ - Effluents après traitement tertiaire
Eau de refroidissement en circuit ouvert	<ul style="list-style-type: none"> - Condenseurs et échangeurs 	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux de surface - Eaux de mer - Effluents après traitement
Eau de lavage de gaz ou produit de transport	<ul style="list-style-type: none"> - Lavage gaz métallurgique et incinération - Lavage charbon 	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux de surface tamisées et prédécantées - Effluents secondaires

I.6- Schéma type d'une station de traitement de l'eau



Chapitre II : Le prétraitement des eaux de consommation

II.1- Introduction

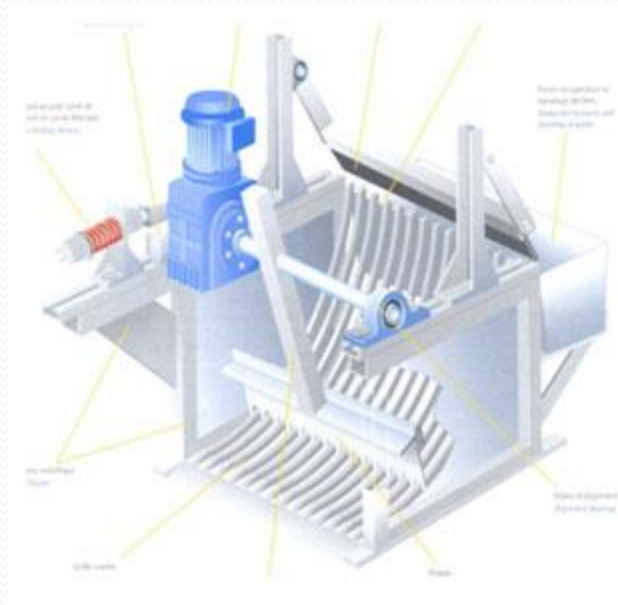
Les eaux brutes doivent subir, avant leur traitement proprement dit, un prétraitement. Il est destiné à extraire de l'eau brute la plus grande quantité d'éléments dont la nature ou les dimensions constituerait une gêne pour les traitements ultérieurs.

II.2- Le dégrillage

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

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

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





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

Tableau II.2 : Les différents types de dégrillage.

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

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

a- Emplacement

Les dégrilleurs sont généralement installés :

- ✓ en amont des bassins de retenue ;



Dégrilleur destiné à retenir les objets flottants avant l'entrée d'un étang



Exemples de flottants retenus par un dégrilleur.

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



b- Dimensionnement

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

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

$$i (m) = Ds \cdot (e / E)^{4/3} \cdot V^2/2g \quad (II.1)$$

avec :

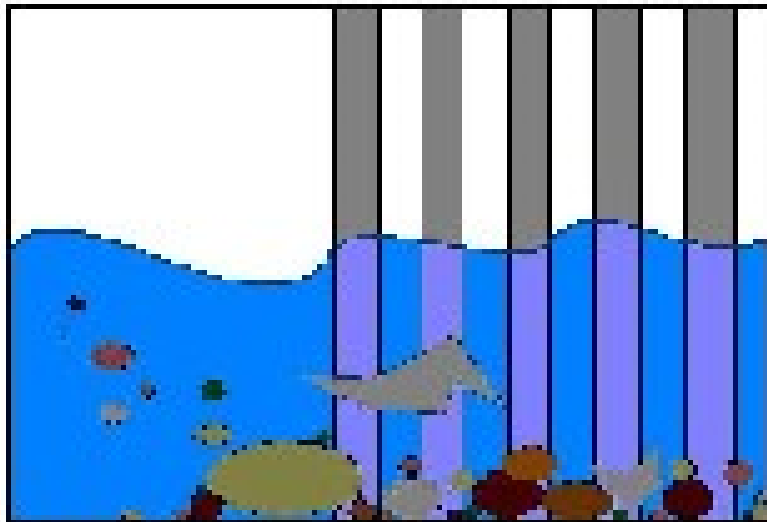
Ds : coefficient de forme des barreaux circulaire = 1,8 ; oblongue = 1,7

e : épaisseur des barreaux (m)

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

V : vitesse moyenne d'arrivée de l'eau

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



Calcul de la largeur de la grille :

$$\text{Surface immergée : } S = \frac{Q_{\text{pointe}}}{V.\theta.C} \quad (\text{II.2})$$

avec :

V : vitesse admise pour le débit Q considéré

C : coefficient de colmatage

θ : coefficient de passage libre = $E / [E + e]$ (voir (II.1))

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

c- Les différents types de dégrilleurs

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

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

i. Les grilles manuelles

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



ii. Les grilles mécaniques

De nombreux types existent :

- les dégrilleurs droits à nettoyage par l'amont :

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



- les dégrilleurs droits à nettoyage par l'aval : ils sont utilisables pour les grandes profondeurs et pour des débits pouvant aller jusqu'à 30 000 l/s ;
- les dégrilleurs oscillants (ou à tête oscillante) : ils sont très fiables et utilisables pour des débits atteignant 30 000 l/s.



d- Avantages – inconvenients

	Avantages	Inconvénients
Dégrilleurs à grille manuelle	<ul style="list-style-type: none"> - Faible coût - Pas d'apport d'énergie 	<ul style="list-style-type: none"> - Entretien pénible et fréquent
Dégrilleurs à grille automatique	<ul style="list-style-type: none"> - Efficacité - Peu d'entretien 	<ul style="list-style-type: none"> - Contrôle régulier du fonctionnement (sinon pannes assurées)
dégrilleur à nettoyage par l'amont	<ul style="list-style-type: none"> - Pression du peigne réglable nettoyant les grilles ⇒ optimisation du nettoyage 	<ul style="list-style-type: none"> - Sensibilité au bourrage par les dépôts au pied de la grille
dégrilleur à nettoyage par l'aval	<ul style="list-style-type: none"> - Adapté à de forts débits et à de grandes profondeurs - Reprise d'importantes quantités de matières solides - Nettoyage des râteaux par un éjecteur qui déverse les détritrus dans une goulotte - Incolmatable 	<ul style="list-style-type: none"> - Plus cher à l'achat et à l'entretien car changement fréquent des barreaux - Fragiles
dégrilleur oscillant	<ul style="list-style-type: none"> - Adapté à de forts débits 	<ul style="list-style-type: none"> - Fiable et performant

e- Entretien

Il dépendra du type de dégrilleur choisi :

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

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



f- Efficacité

L'efficacité du dégrillage dépend de 3 facteurs :

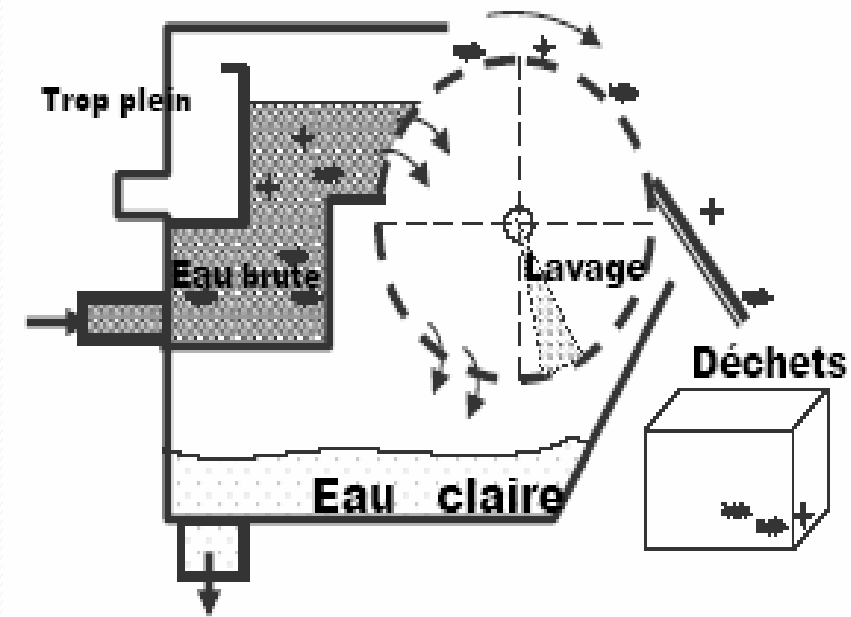
- la position du dispositif par rapport au reste du réseau,
- la vitesse de passage de l'eau dans l'ouvrage (qui conditionne le colmatage),
- la fréquence d'entretien.

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

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

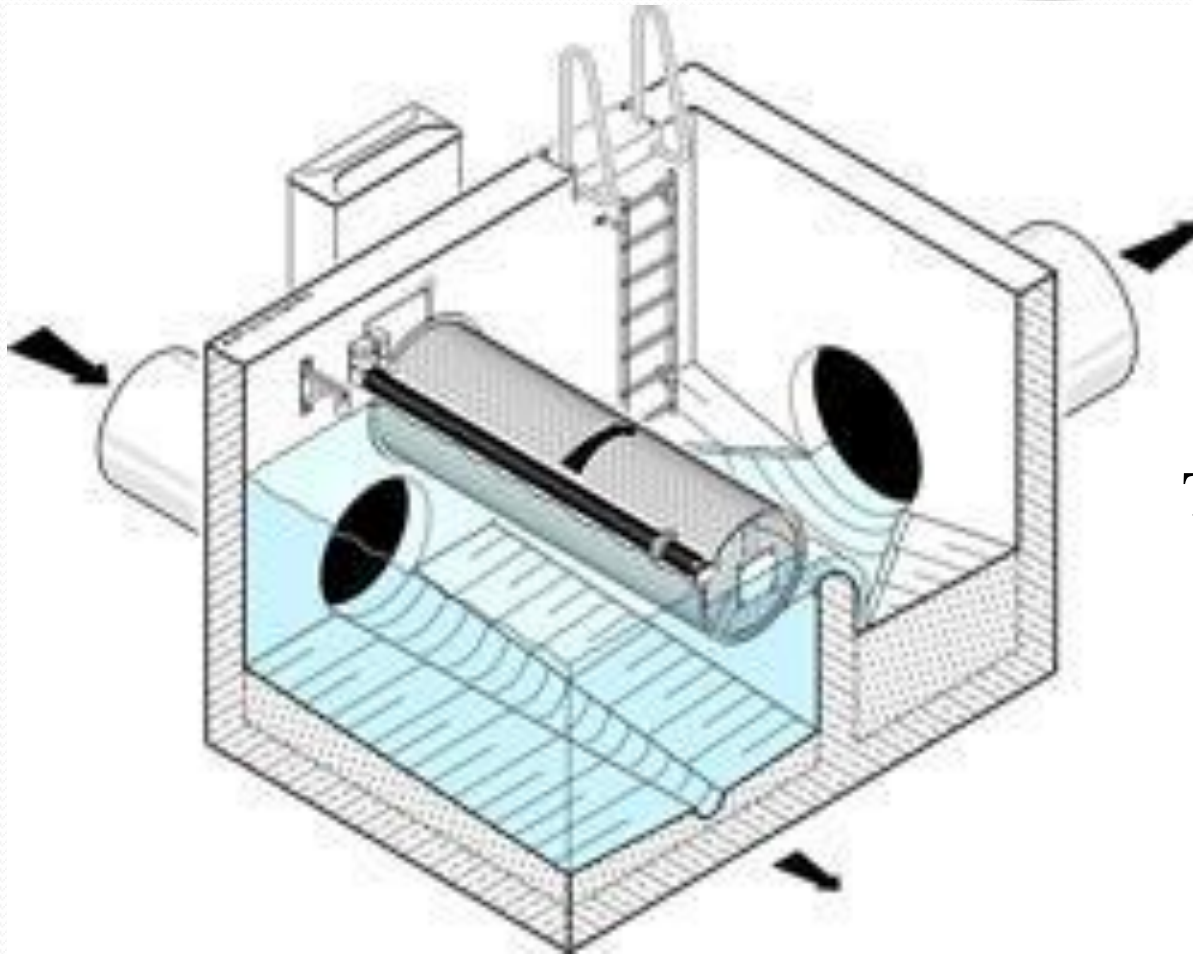
II.3- Le microtamisage

Ce procédé consiste en un filtrage plus fin de l'eau à travers une toile de fils ou de fibres ou à travers une membrane poreuse. Les particules organiques, minérales et le plancton sont interceptés si leur taille est supérieure à celle des ouvertures du microtamis. Celui-ci n'améliore, ni la turbidité causée par de fines particules, ni la couleur de l'eau ; les argiles, les substances dissoutes, les éléments colloïdaux minéraux et organiques ne se trouvant pas arrêter.



Tamis rotatif





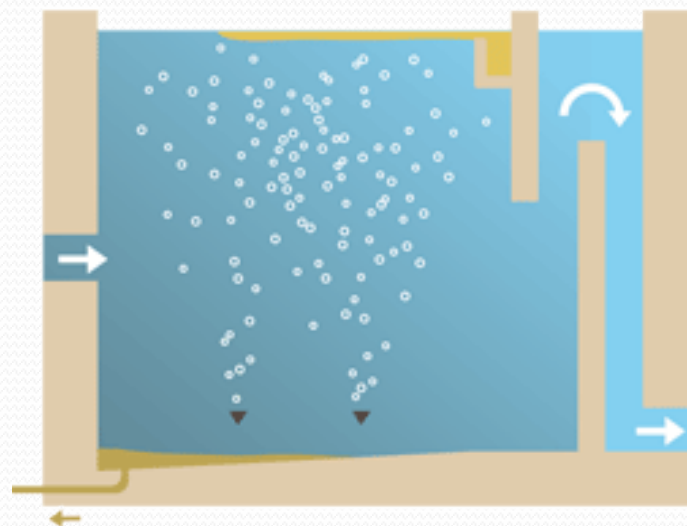
Tamis rotatif

II.4- Dessableur

II.4.1. But / utilisation

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

les dessableurs-déshuileurs



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

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

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

Film dessableur

II.4.2. Principe

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

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

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

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

II.4.3. Emplacement

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

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

II.4.4. Dimensionnement



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

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

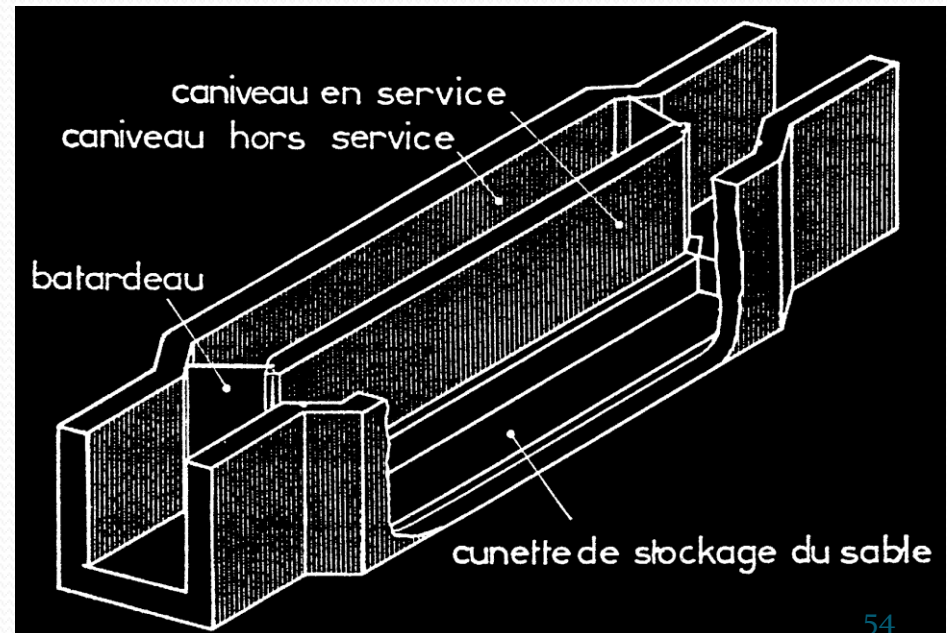
L'élargissement de la section du collecteur permet une réduction de la vitesse de l'eau et également une régulation (utile pour les autres ouvrages en aval).

II.4.5. Les différents types de dessableurs

Il existe plusieurs types de dessableurs.

a) Les dessableurs classiques

La vitesse à l'intérieur de ces ouvrages varie selon le débit. Ces ouvrages canaux (ou couloirs) simples sont les plus élémentaires. L'installation de deux canaux en parallèle (figure ci-dessous) permet la mise en service du deuxième canal lorsqu'on extrait les sables du premier.



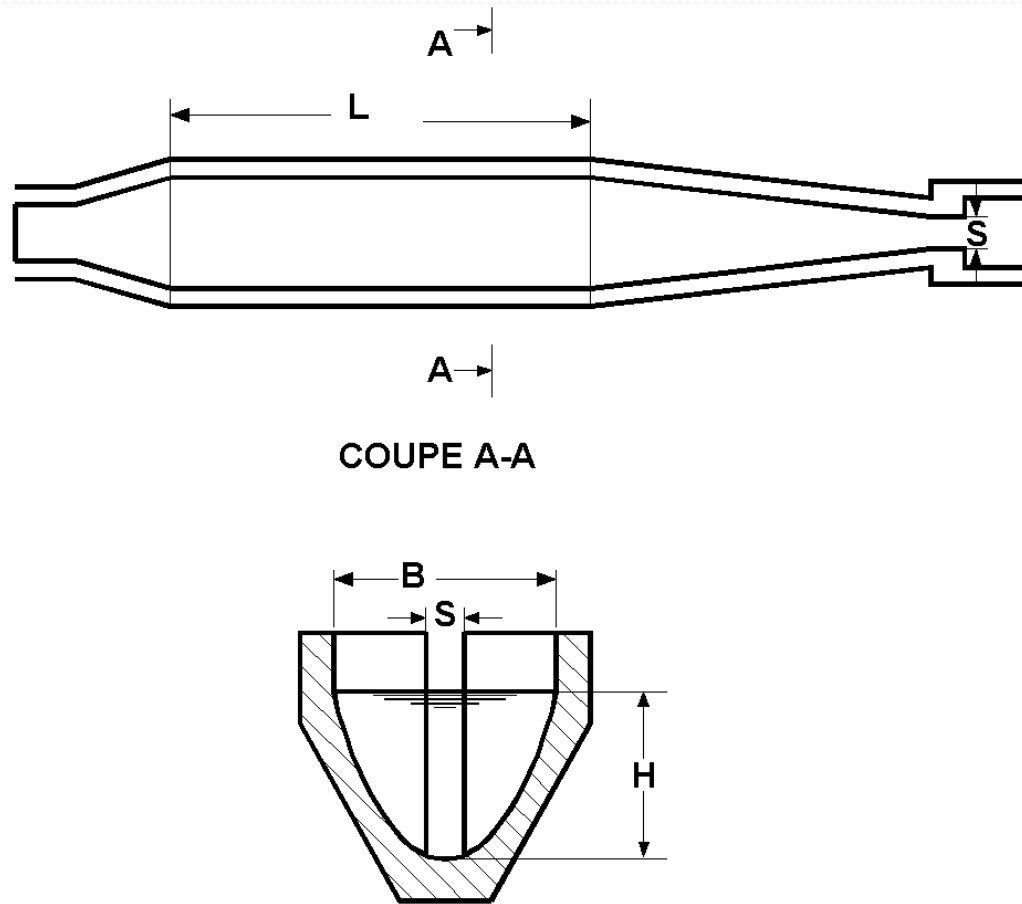
Dessableur à canal double.

b) Les dessableurs canaux à vitesse constante

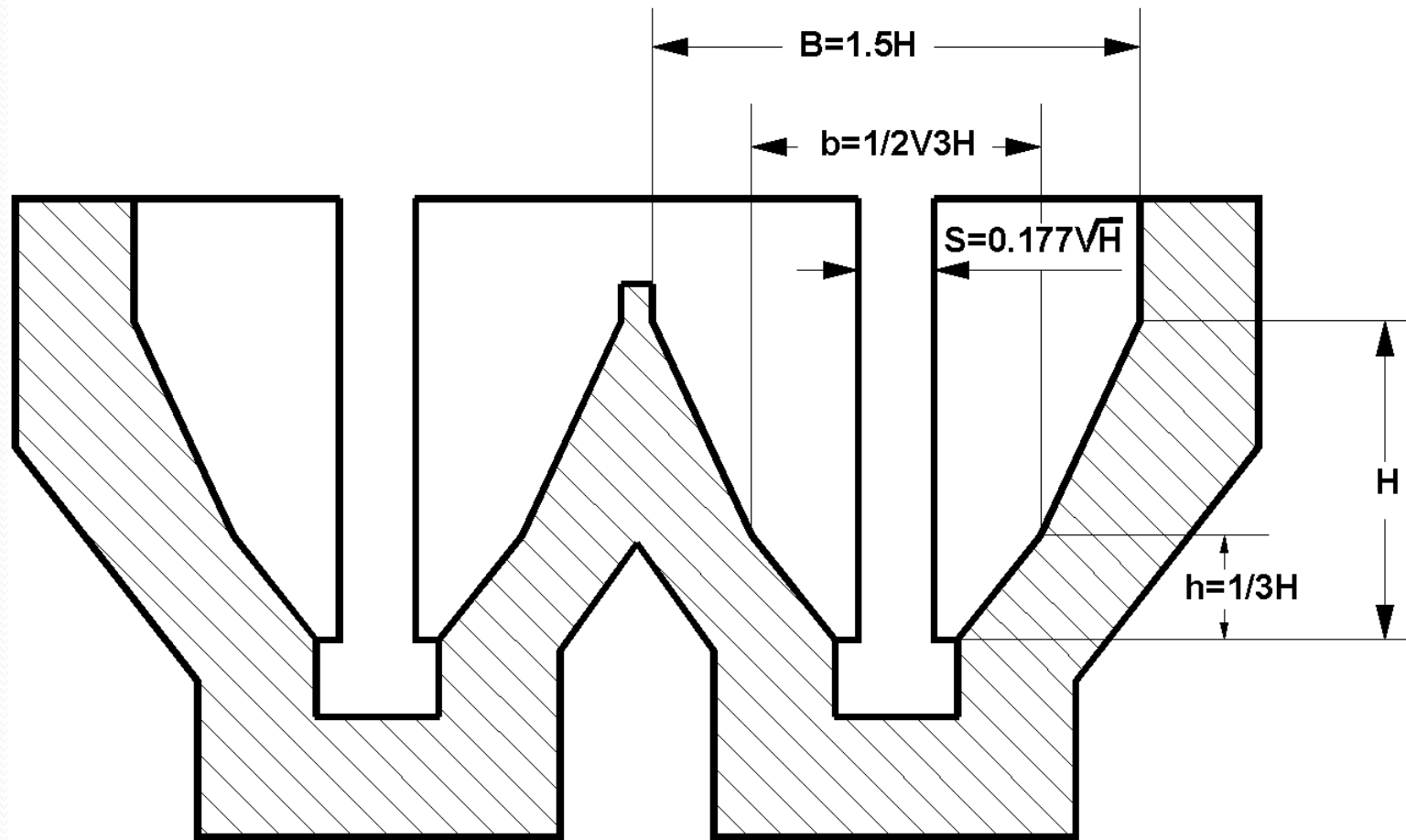
Afin d'obtenir une vitesse constante dans les dessableurs, la section immergée doit varier de la même façon que le débit.

Parmi les dessableurs à vitesse constante on compte :

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



Dessableur à section parabolique.



Section hexagonale d'un dessableur à section parabolique.

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



II.4.6. Avantages – inconvénients

	Avantages	Inconvénients
Dessableurs classiques	- Peu coûteux car ouvrage simple	- Sables sales (faible différenciation sable / MO)
Dessableurs à vitesse constante		
dessableur Venturi à section parabolique	- Faible perte de charge	- Onéreux à cause de la difficulté de conception de la section parabolique
dessableur à section rectangulaire et déversoirs conjugués	- Bonne décantation des sables grâce à la section rectangulaire - Moins onéreux que	- Fente du déversoir étroite donc grands risques d'obturation-colmatage

II.4.7. Entretien

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

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



Extraction du sable d'un dessableur

II.4.6- Note de calcul d'un dessableur

Le calcul du dimensionnement se fait de manière suivante:

$$\text{Surface : } S = \frac{Q}{V_{asc}} \quad (\text{II.3})$$

$$\text{Volume : } V = \tau * Q \quad (\text{II.4})$$

$$\text{Hauteur: } H = \frac{V}{S} \quad (\text{II.5})$$

avec :

S : surface (m²)

Q : débit (m³/s)

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

V : volume (m³)

τ : temps de séjour (jours)

Exo 2 :

On se fixe une vitesse ascensionnelle des particules de sable de 14 m/h. Notre débit à traiter est de 2000 m³ par jour et nous avons un temps de séjour hydraulique de 30 minutes.

Question :

Déterminer les caractéristiques d'un déssableur cylindrique?

Chapitre III

Traitement de Clarification.

III.1- LA COAGULATION – FLOCCULATION

III.1.1. Le principe

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

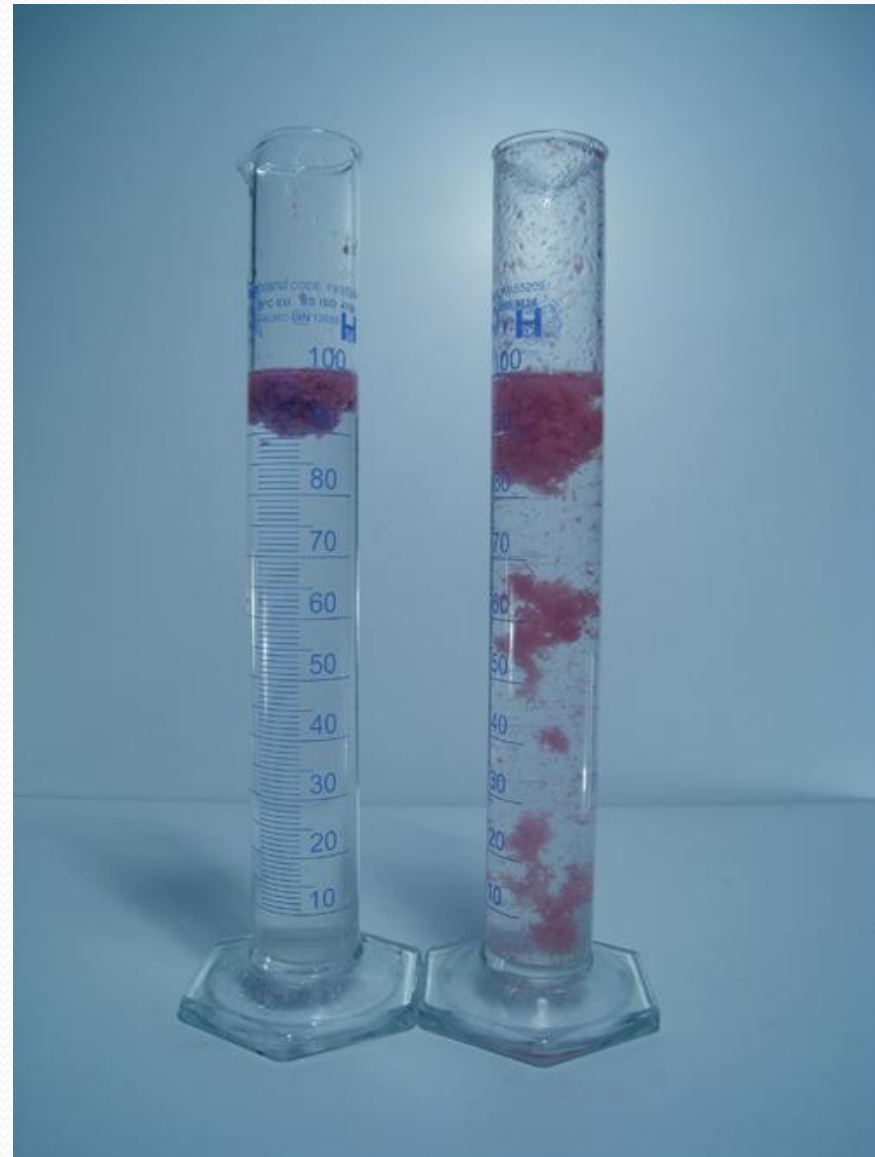
Les impuretés solides fréquemment en suspension dans les eaux de surfaces peuvent être :

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

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



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



III.1.2. Particules en suspension

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



a) Taille des particules en suspension

On peut classer les particules en fonction de leur taille. Ainsi, les particules dont le diamètre est supérieur à $1\ \mu\text{m}$ sont des particules de matières organiques ou inorganiques qui se déposent facilement, alors que les particules dont le diamètre est inférieur à $1\ \mu\text{m}$ sont des particules colloïdales qui se déposent très lentement.

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

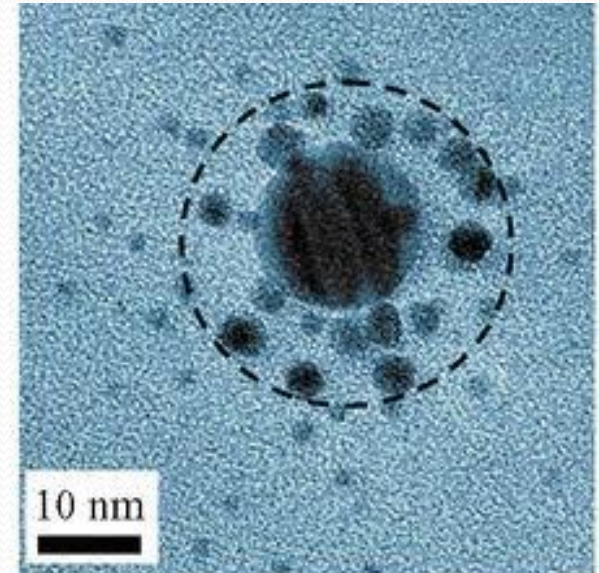
Temps requis pour que des particules de densités 2,65, 2,0 et 1,1 chutent de 1 m dans une eau à 15°C

Type de particule	Diamètre (mm)	Temps de chute		
		densité de 2,65	densité de 2,0	densité de 1,1
Gravier	10,0	0,013 s	0,02 s	0,20 s
Sable grossier	1,0	1,266 s	2,09 s	20,90 s
Sable fin	0,1	126,66 s	3,48 min	34,83 min
Glaise	0,01	3,52 h	5,80 h	58,0 h
Bactéries	0,001	14,65 d	24,19 d	241,9 d
Colloïdales	0,000 1	4,12 a	6,66 a	66,59 a
Colloïdales	0,000 01	412,2 a	665,9 a	6 659 a
Colloïdales	0,000 001	41 222,7 a	66 590 a	665 905 a

b) Affinité des particules colloïdales pour l'eau

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

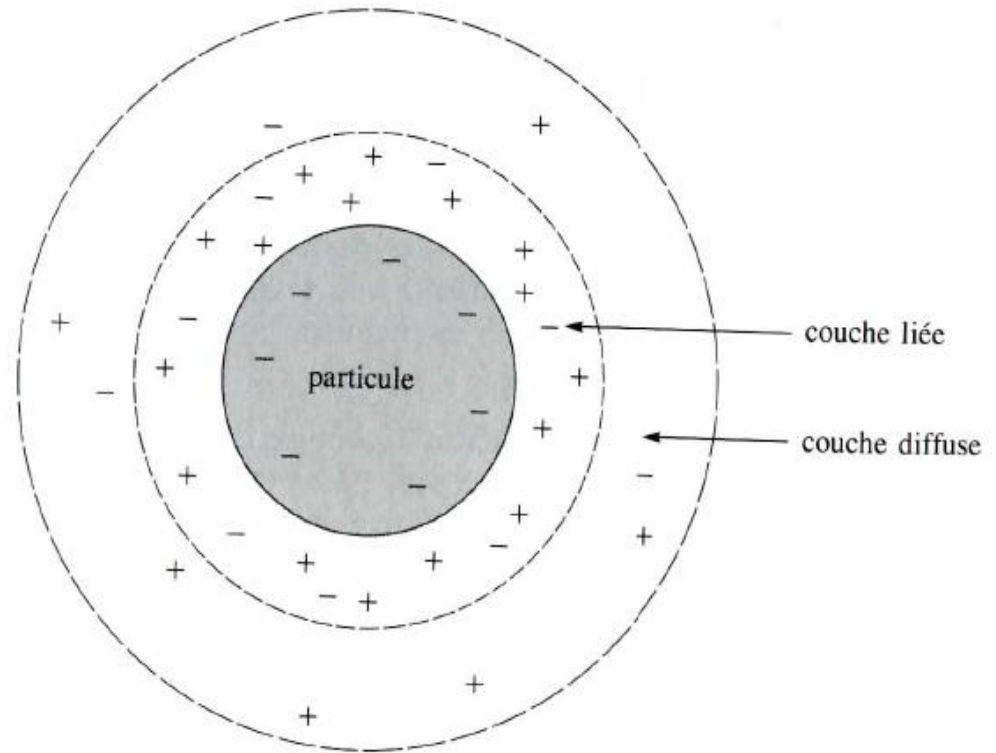
Les particules hydrophobes sont en général des particules de matières inorganiques, alors que les particules hydrophiles sont des particules de matières organiques. En fait, peu de particules sont exclusivement hydrophobes ou hydrophiles ; on retrouve plutôt des particules hydratées à différents degrés.



c) Charges électriques et double couche

Dans une eau de surface, les particules colloïdales possèdent habituellement une charge électrique négative située à leur surface.

Ces charges, dites primaires, attirent les ions positifs en solution dans l'eau, lesquels adhèrent fortement à la particule et attirent à leur tour des ions négatifs accompagnés d'une faible quantité d'ions positifs.



Double couche d'une particule colloïdale

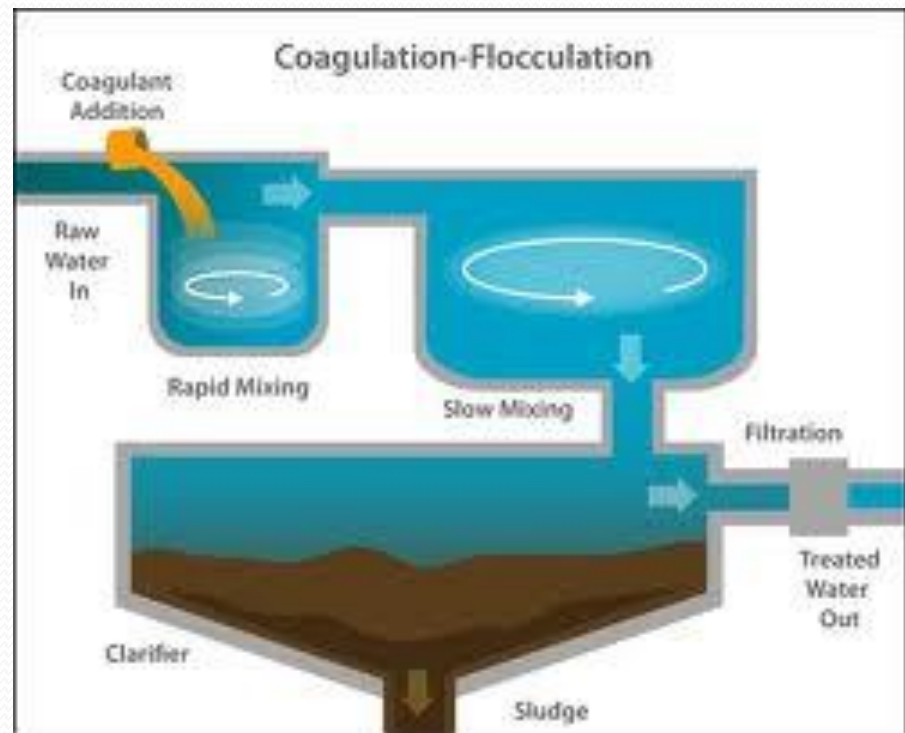
III.1.3. La coagulation

III.1.3.1 Principe

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

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

Emplacement du bassin de coagulation - floculation



III.1.3.2. Coagulants utilisés

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

Les plus utilisés sont :

le sulfate d'alumine



l'aluminate de sodium



le chlorure d'aluminium



le chlorure ferrique



le sulfate ferrique



le sulfate ferreux



le sulfate de cuivre

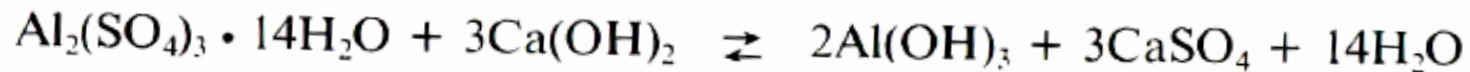
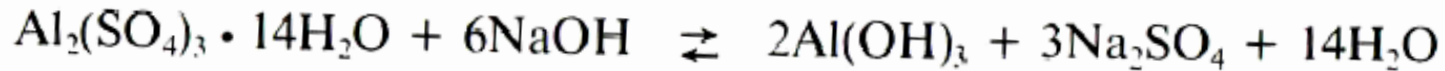


et les polyélectrolytes.

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

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

Les principales réactions sont:



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



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

III.1.4. Flocculation

III.1.4.1. Principe

Après avoir été déstabilisées, les particules colloïdales ont tendance à s'agglomérer lorsqu'elles entrent en contact les unes avec les autres, pour former des microflocs puis des floccs plus volumineux et décantables. Le taux d'agglomération des particules dépend de la probabilité des contacts et de l'efficacité de ces derniers. La flocculation a justement pour but d'augmenter la probabilité des contacts entre les particules, lesquels sont provoqués par la différence de vitesse entre ces particules.



III.1.4.2. Calcul du volume d'un flocculateur

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

$$\frac{dN}{dt} = -\frac{2}{3} G d_{pc}^3 N^2 \quad (\text{III.1})$$

Avec :

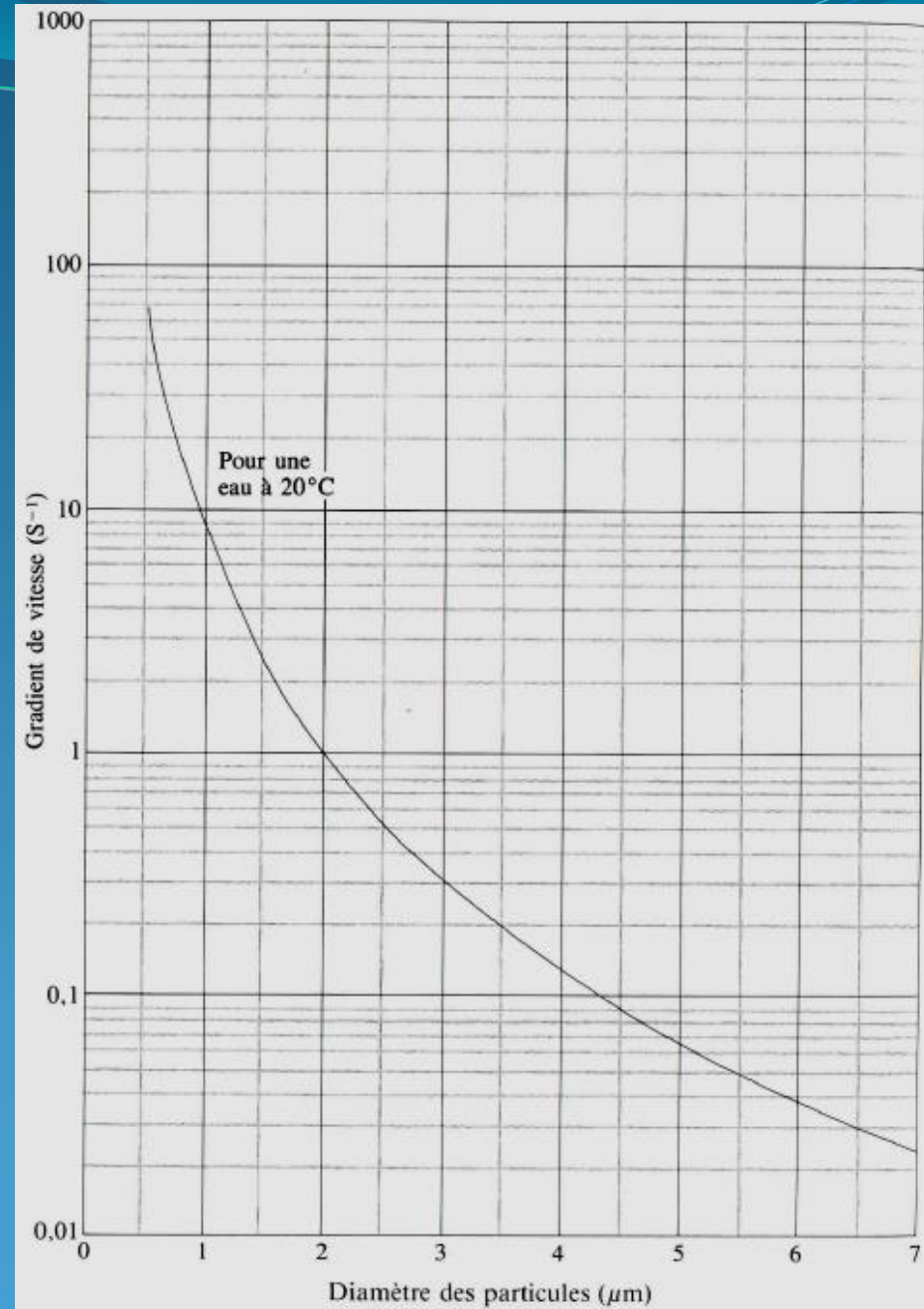
dN/dt : taux de collision entre les particules

G : gradient de vitesse

N : nombre de particules

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

Variation du gradient de vitesse. G , en fonction du diamètre des particules. En floculation, on préconise des vitesses d'agitation comprises entre 20 et 30 s^{-1} .



Après intégration de l'équation (III.1), nous obtenons le temps nécessaire pour que la concentration des particules en suspension soit réduite de moitié avec la relation suivante :

$$\tau = \frac{3}{2Gd_{pc}^3} \frac{1}{N_0} \quad (\text{III.2})$$

N_0 : concentration totale des particules en suspension au temps $t = 0$
(nombre de particules /m³)

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

$$P = \frac{1}{2} C_D A \rho v^3 \quad (\text{III.2})$$

P = puissance transmise (W)

C_D = coefficient de traînée (1,8 pour des pales plates)

A = surface de la pale (m^2)

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

v = vitesse relative de la pale par rapport à la vitesse du liquide, soit $\simeq 0,75 \times$ vitesse de la pale (m/s)

III.1.5. Principe du dosage de coagulant

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

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



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

JAR TEST

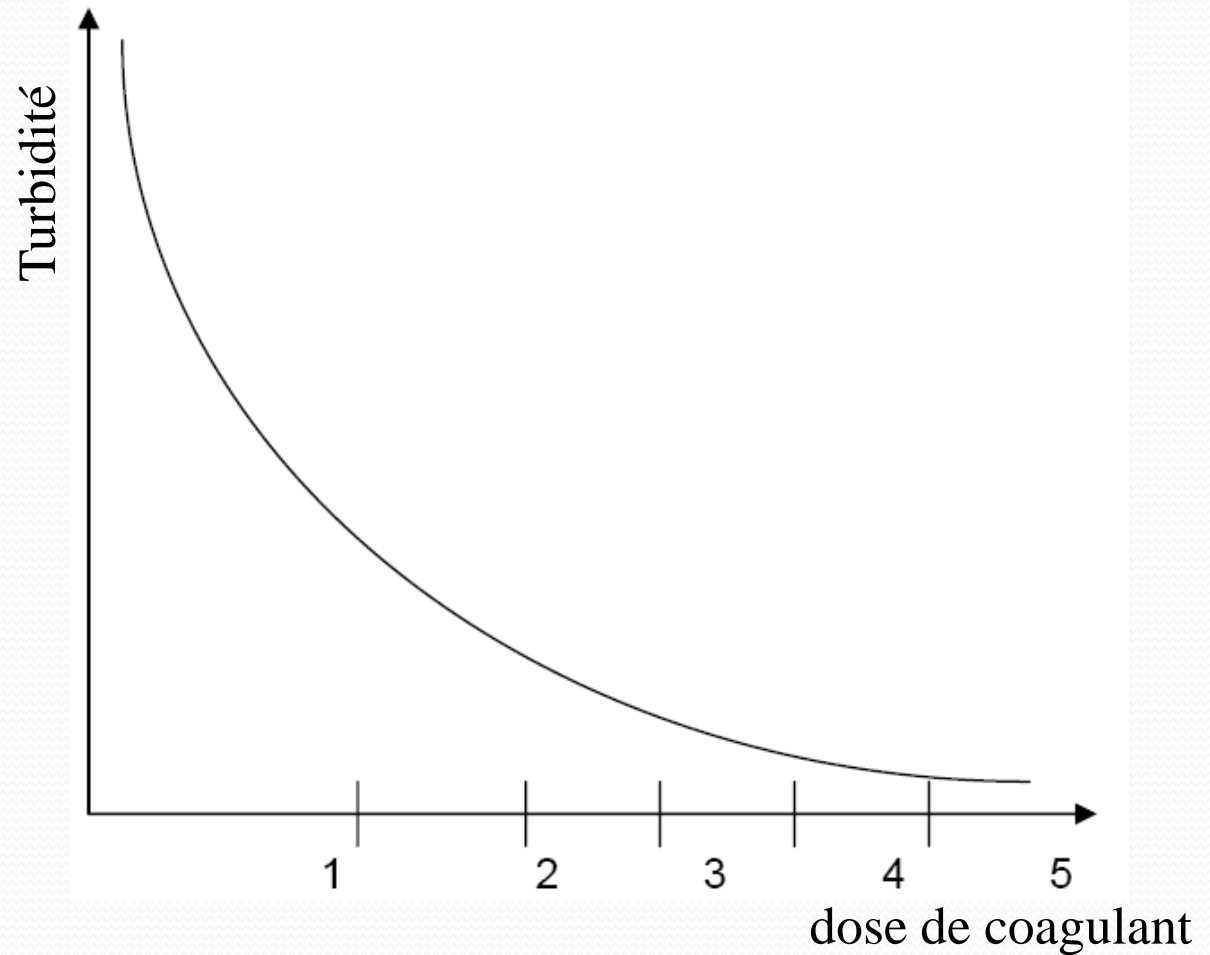


Une série de 4 béchers sont agités de façon identique. Un b cher contient une suspension témoin (sans addition de coagulant). Les autres contiennent la même suspension mais soumise à des doses croissantes de coagulant. Les réactifs sont d'abord mélangés rapidement pendant une courte durée. Puis l'agitation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

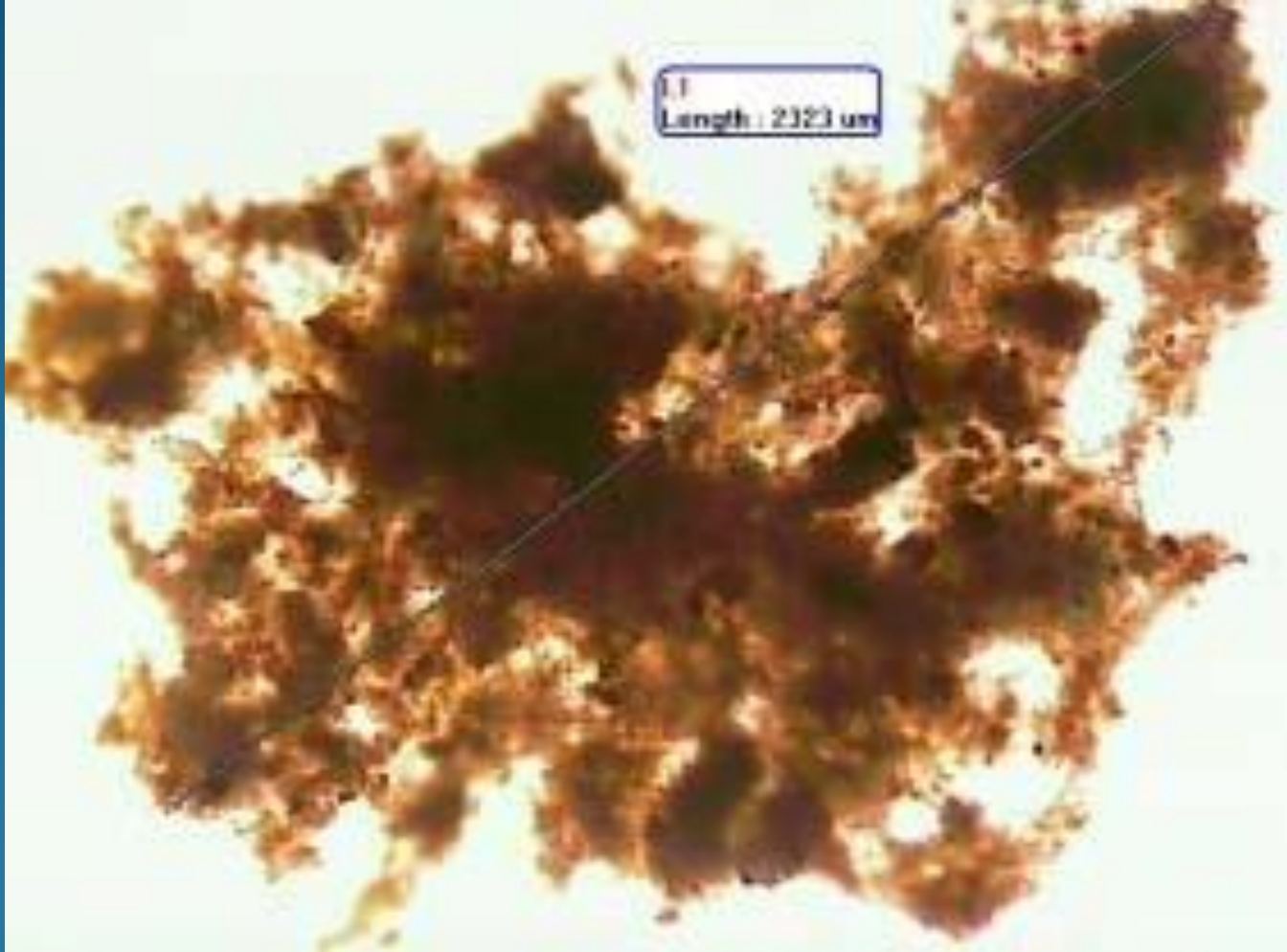
Turbidimètre



Exemple de courbe Turbidité = f(dose de coagulant) obtenue



On en déduit la dose optimale de coagulant à ajouter : ici 4 mg/l.



Formation d'un floc

Exo 3

Nous considérerons donc que notre solution est constituée de particules sphériques de diamètre $d_{pc} = 2 \mu\text{m}$. De plus, la densité de ces MES à 1,2. Ainsi, étant donné qu'un litre d'eau contient 5,33 mg de particules colloïdales, on en déduit qu'il y a $N_0 = 1,06 \cdot 10^{12}$ particules par mètre cube d'eau.

- Calculer le volume du flocculateur pour traiter un débit de 10 l/s.
- Déterminer la puissance transmise par une pale ($l = 0.6$, $h = 0.2$), qui est animée d'une vitesse de 1.5 m/s.

$$\eta_{\text{eau}} = 1,307 \cdot 10^{-3} \text{ Pa.s}$$

III.2. DÉCANTATION

III.2.1. Principe

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

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

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

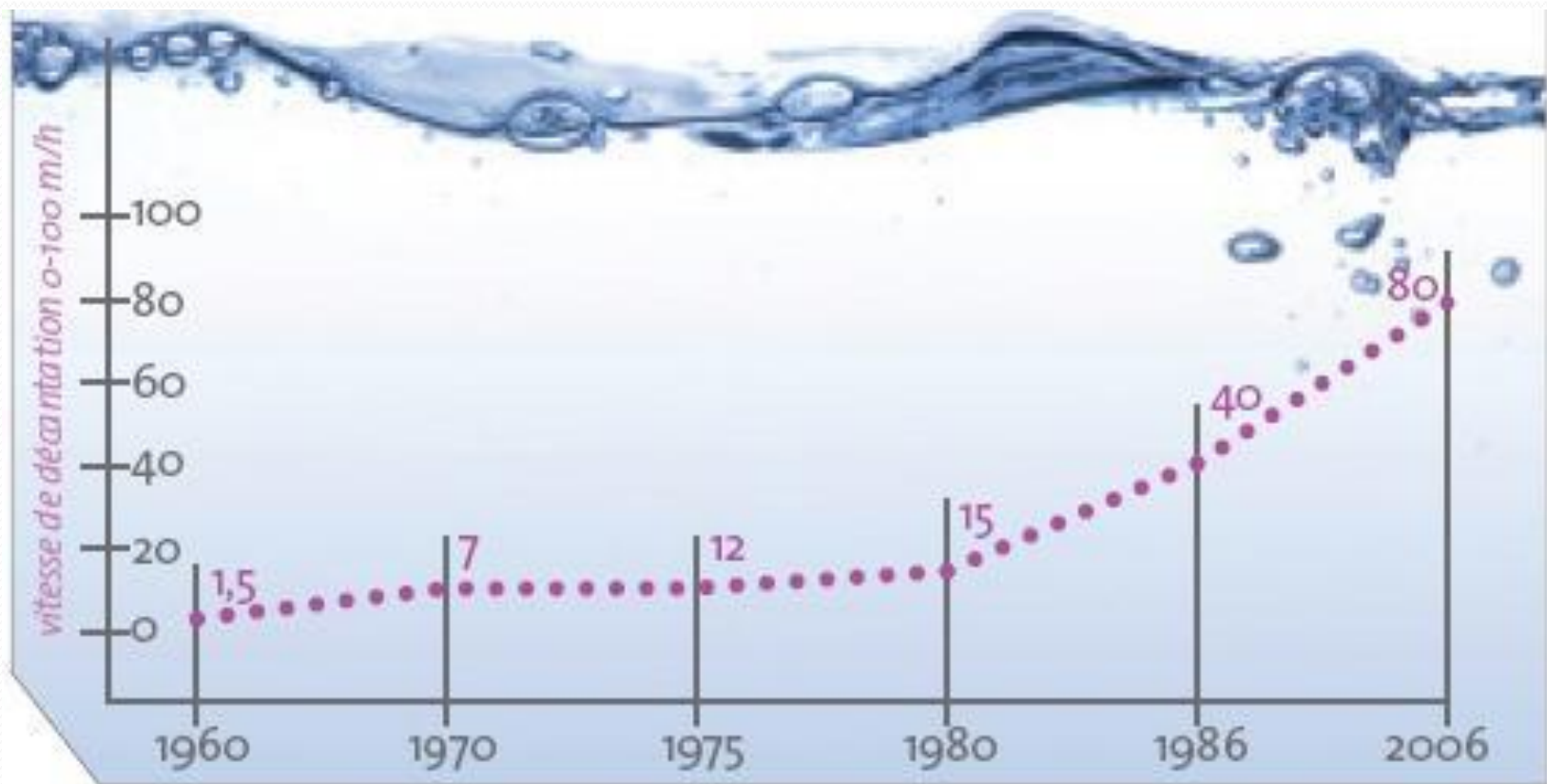
Les forces de frottement exercées sur la particule par le fluide, du fait de sa viscosité (ces frottements croissent avec le carré de la vitesse relative particule-fluide).

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

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



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



Sources : Veolia Eau [OTV-VWST].

III.2.2. Types de décantation

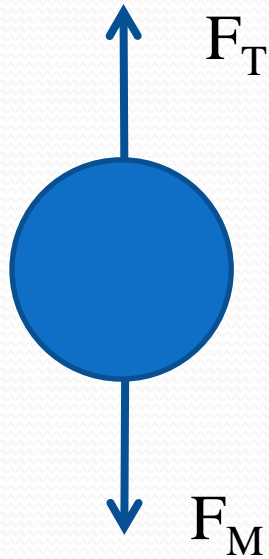
Selon la concentration en solide et la nature des particules (densité et forme), on distingue trois types de décantation :

III.2.2.1- la décantation de particules grenues (discrètes)

les particules conservent leurs propriétés initiales (forme, dimension et densité) au cours de leur chute. La vitesse de chute est alors indépendante de la concentration en solide.

Théorie : fluide au repos

Lorsqu'une particule grenue est laissée dans un liquide au repos, elle est soumise à une force motrice F_M (pesanteur diminuée de la poussée d'Archimède) et à une force résistante F_T (traînée du fluide) résultante des forces de viscosité et d'inertie :



$$F_M = g \cdot v \cdot (\rho_p - \rho_l) \quad (\text{III.3})$$

$$F_T = \frac{C \cdot s \cdot \rho_l \cdot V^2}{2} \quad (\text{III.4})$$

Avec :

$\rho_p - \rho_l$: masses volumiques de la particule grenue et du fluide,
 d, s, v : diamètre, surface projetée 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 ($F_M = F_T$) s'établit et la décantation de la particule assimilée à une sphère se fait à vitesse constante V_0 telle que :

$$V_0^2 = \frac{4}{3} g \frac{d}{C} \frac{\rho_p - \rho_l}{\rho_l} \quad (\text{III.5})$$

Décantation à flux vertical

Les particules dont la vitesse de sédimentation est supérieure à la vitesse ascendante du liquide sont retenues, ce qui s'écrit :

$$V_0 > V_{\text{asc}} = \frac{Q}{S_H} \quad (\text{III.6})$$

V_{asc} : vitesse ascendante du liquide,
 S_H : surface libre du décanteur.

Décantation à flux horizontal

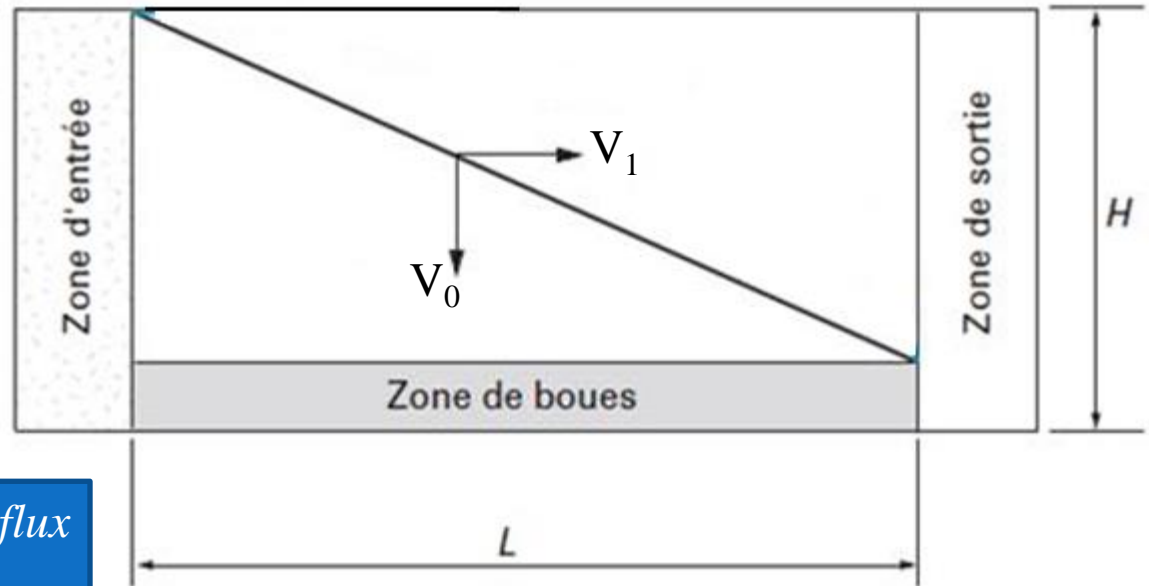


Schéma de la décantation à flux horizontal (particules grenues)

La vitesse d'une particule entrant dans le bassin à son niveau supérieur a deux composantes :

V_0 : vitesse verticale de chute,

V_1 : vitesse horizontale du fluide égale à Q/S .

Cette particule est retenue dans le bassin si le temps qu'elle met à toucher le radier (ou entrer dans la zone boueuse) t_1 est inférieur au temps de séjour de l'eau dans le décanteur t_2 .

Avec :

$$t_1 = \frac{H}{V_0} \quad (\text{III.8}) \quad \text{et} \quad t_2 = \frac{L}{V_1} = \frac{L \cdot S}{Q} \quad (\text{III.9})$$

Soit

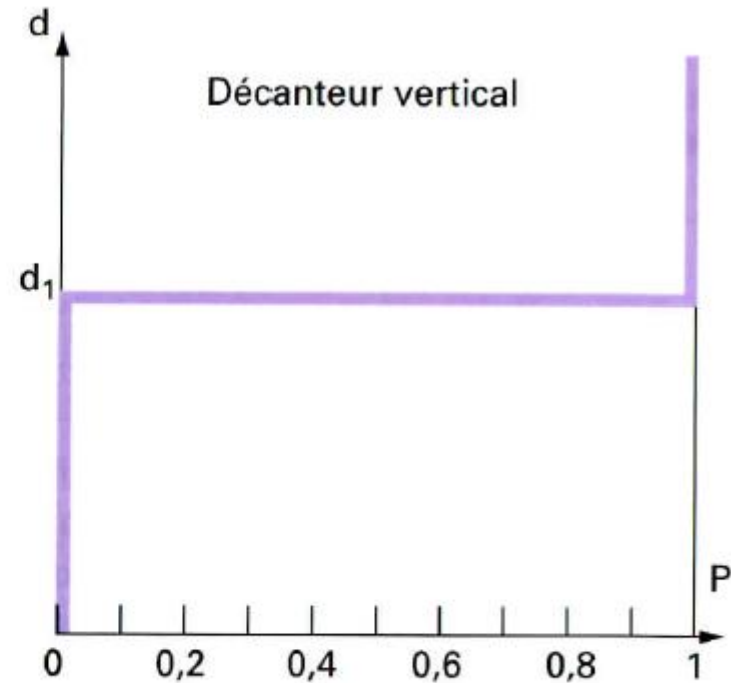
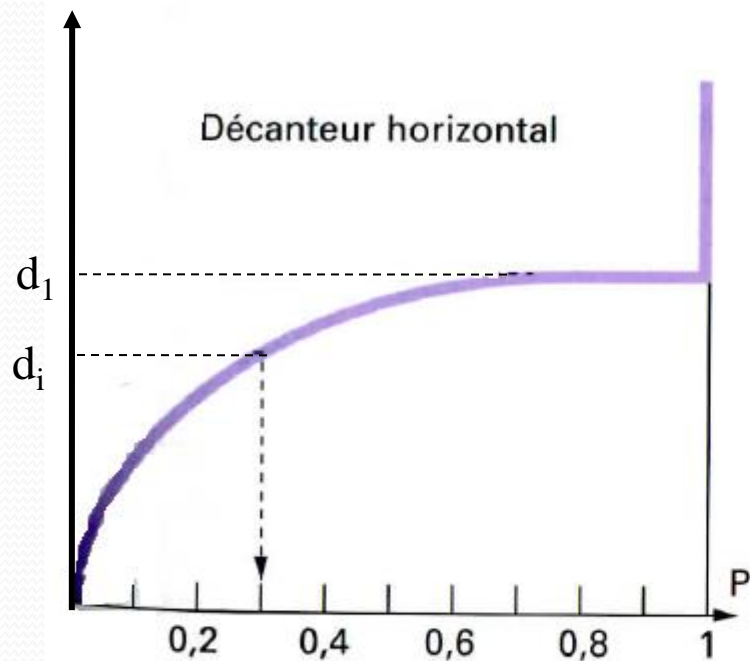
$$\frac{H}{V_0} < \frac{L \cdot S}{Q} \quad \text{ou} \quad V_0 > \frac{H \cdot Q}{L \cdot S} = \frac{H \cdot Q}{L \cdot l \cdot H} = \frac{Q}{S_H} = V_H \quad (\text{III.10})$$

V_H : vitesse de Hazen (ou charge hydraulique superficielle) analogue à V_{asc} du cas précédent et exprimée en $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{m}^2)^{-1}$ ou $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$.

Il est à noter que V_H est indépendante 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 , alors que 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 (voir la figure suivante).



P = fraction des particules retenues de taille d_i

d = diamètre des particules

Efficacité comparée des décantations horizontale et verticale (Particules grenues)

III.2.2.2- La décantation diffuse des particules floculées

Ce type de décantation est caractérisé par l'agglomération des particules au cours de leur chute. Les propriétés physiques de ces particules (forme, dimension, densité et vitesse de chute) sont donc modifiées pendant le processus.

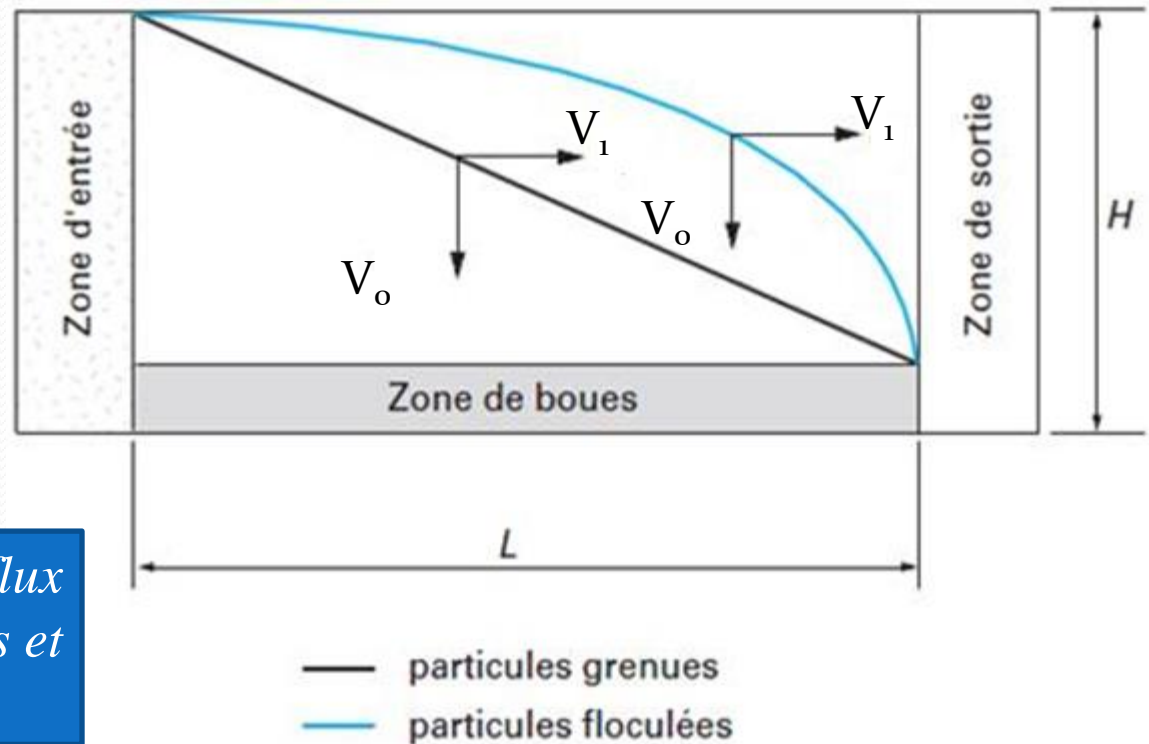


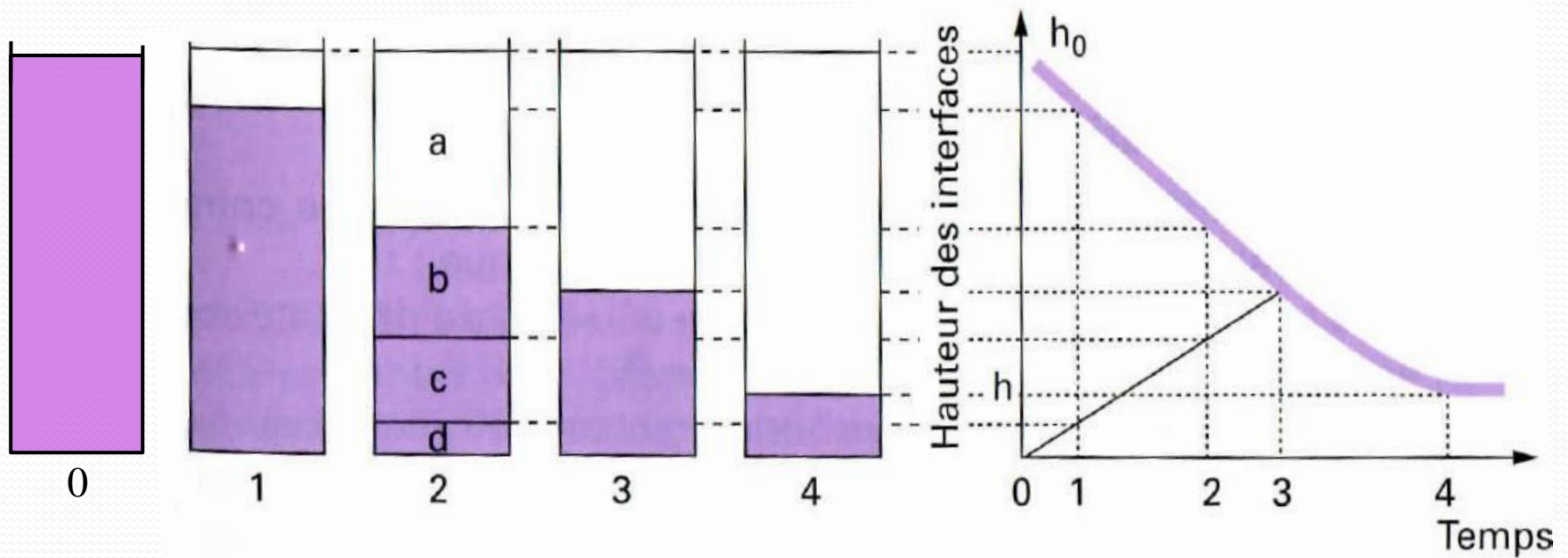
Schéma de la décantation à flux horizontal (particules grenues et particules floculées)

Dans un décanteur à flux horizontal, le débit (Q) qui traverse uniformément le décanteur de hauteur (H) et de largeur (l), permet d'obtenir une vitesse horizontale de transfert du fluide (V_1). Les particules en suspension chutent au fond du décanteur avec une vitesse V_0 . Le dimensionnement du décanteur consiste à déterminer la surface nécessaire de sorte que la vitesse de chute de la particule soit supérieure à la vitesse de transfert du fluide dans le décanteur.

III.2.2.3- La décantation en piston des particules floculées

Quand la concentration en particules floculées augmente, les interactions en particules ne sont plus négligeables, elles décantent en « *piston* ». La floculation et la décantation peuvent s'en trouver d'abord améliorées puis freinées au-delà d'une certaine concentration critique, on parle d'une « *décantation freinée* ».

Quand on réalise une décantation en piston dans un tube de hauteur et de diamètre suffisants, on laisse la suspension au repos. Au bout d'un moment apparaissent dans le récipient différentes couches, de hauteur variable avec le temps. On observe ainsi de bas en haut :



Décantation

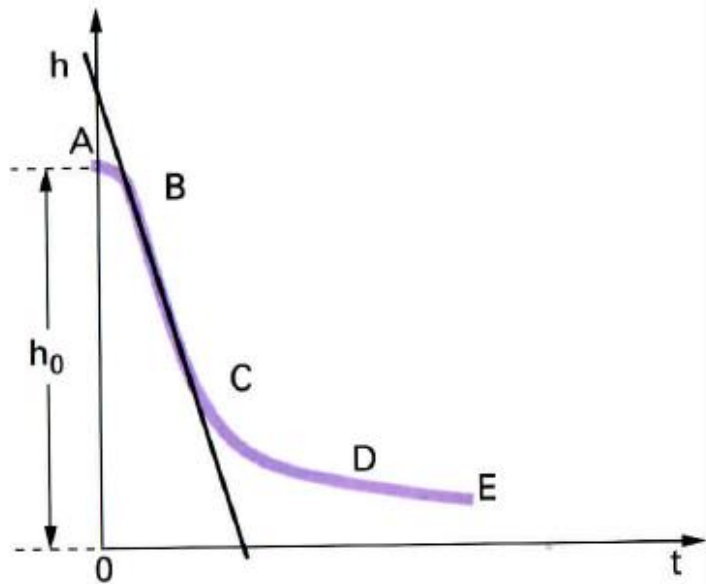
- une couche supérieure (a) de liquide clair.
- une couche (b) de même concentration que la suspension initiale.
- une couche (c) dite de transition, de concentration intermédiaire entre celle de la couche précédente et celle de la suspension initiale.
- une couche inférieure (d), ou couche d'épaississement des boues dont le niveau augmente rapidement avant de diminuer lentement.

La surface de séparation entre la couche de liquide claire (a) et le reste de la solution est en général très nette.

À partir d'un certain état, les zones b et c disparaissent, c'est le point critique. L'évolution de la hauteur de l'interface a-b en fonction du temps, constitue **la courbe de Kynch**.

Courbe de Kynch

L'hypothèse fondamentale de Kynch est que la vitesse de chute d'une particule ne dépend que de la concentration locale C en particules.



Courbe de Kynch

De A à B, la surface de séparation est plus ou moins nette : c'est la phase de coalescence des flocons. Cette phase est parfois inexistante. De B à C, une partie rectiligne traduit **une vitesse de chute constante V_0** (pente de la droite). V_0 est fonction, pour un tube de dimensions données, de la concentration initiale en MES et des caractéristiques de floculation de la suspension. Lorsque, la concentration initiale C_0 augmente, la vitesse de décantation V_0 de la masse diminue .

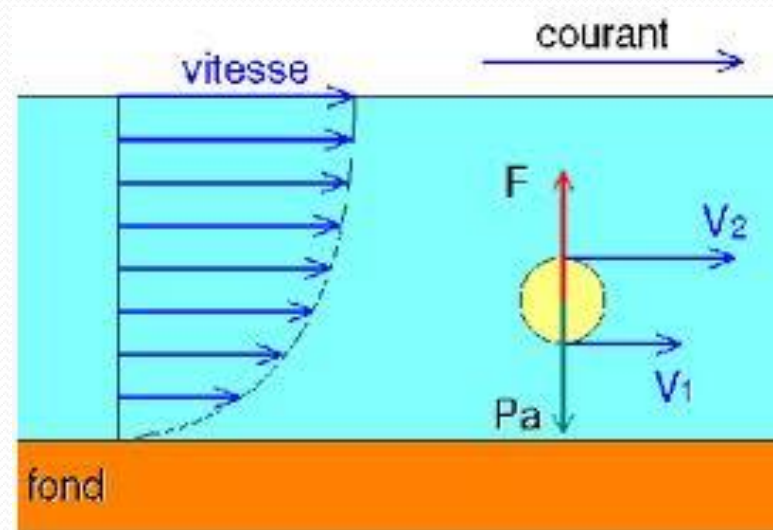
Le tronçon CD, concave vers le haut, correspond à un ralentissement progressif de la vitesse de chute de la couche supérieure du dépôt.

À partir de D, les flocons se touchent en exerçant une compression sur les couches inférieures.

La théorie de Kynch s'applique aux tronçons BC et CD qui couvrent le domaine essentiel de la décantation des boues floculées.

III.2.3. Le bilan des forces de la décantation des particules

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



a) Vitesse de chute de la particule

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

$$I (=ma) = - R + G - P = 0 \quad (\text{III.11})$$

I = Force d'inertie sur la particule

R = Force de résistance à l'écoulement

G = Force de gravité sur la particule

P = Force de poussée du liquide sur la particule

b) Force de résistance à l'écoulement

Généralement décrite par l'équation de Newton:

$$R = C_D A_p \frac{\rho_l V^2}{2} \quad (\text{III.12})$$

Avec

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

$$R_e = \frac{du}{\eta} = \frac{du \rho_L}{\mu} \quad (\text{III.13})$$

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

C_D : Coefficient de résistance

- Régime laminaire (Stokes)

$$C_D = \frac{24}{R_e} \quad (\text{III.14})$$

- Régime intermédiaire (Allen)

$$C_D = \frac{10}{\sqrt{R_e}} \quad (\text{III.15})$$

- Régime turbulent (Newton – Rittinger)

$$C_D = \frac{1}{2} \quad (\text{III.16})$$

V_{lim} : vitesse de chute limite

- Régime laminaire (Stokes)

$$V_{\text{lim}} = \frac{g(\rho_s - \rho_l)d^2}{18\mu} \quad (\text{III.17})$$

- Régime intermédiaire (Allen)

$$V_{\text{lim}} = \alpha \left(\frac{\rho_s - \rho_l}{\rho_l \sqrt{\nu}} \right)^{2/3} d \quad (\text{III.18})$$

- Régime turbulent (Newton – Rittinger)

$$V_{\text{lim}} = \alpha \sqrt{\frac{(\rho_s - \rho_l)d}{\rho_l}} \quad (\text{III.19})$$

c) Vitesse de chute en « Chute troublée »

- Correction sur la densité du liquide

$$\rho_l^* = (1-x)\rho_s + x\rho_l \quad (\text{III.20})$$

$$\rho_s - \rho_l^* = x(\rho_s - \rho_l) \quad (\text{III.21})$$

- x est la fraction de liquide
- Correction sur la viscosité

$$\mu^* = \mu \frac{10^{1.82}(1-x)}{x} \quad (\text{III.22})$$

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

- En régime laminaire
$$V_{\text{lim}} = \frac{g}{18} \frac{x^2 (\rho_s - \rho_l) d^2}{10^{1.82} \mu (1-x)} \quad (\text{III.23})$$

- Ou approximativement si $x \approx 0.7$

$$V_{\text{lim}} = \frac{g}{18} \frac{(\rho_s - \rho_l) d^2}{\mu} 0.123 \frac{x^3}{1-x} \quad (\text{III.24})$$

- Mais en pratique, nous prenons :

$$V_{\text{lim}} = \frac{g}{18} \frac{(\rho_s - \rho_l) d^2}{\mu} \quad (\text{III.25})$$

Exercice 4: calcul d'une vitesse de sédimentation

Calculer la vitesse de sédimentation d'une particule de diamètre $d=10$ micromètres, de masse volumique $\rho_S=1700 \text{ kg.m}^{-3}$, plongée dans un fluide de masse volumique $\rho_L=1000 \text{ kg.m}^{-3}$ et de viscosité $\mu=10^{-3} \text{ Pa.s}$.

Déterminer la surface du radier du décanteur pour un débit de 15 l/s

- En régime turbulent, loi de Newton :

$$V_{\text{lim}} = \sqrt{\frac{3g(\rho_s - \rho_l)d}{\rho_l}} \quad (\text{III.26})$$

III.2.4. Les décanteurs

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

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

Il existe deux types de décanteur :

III.2.4.1. Décanteur simple

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

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

Il existe deux types de décanteur dit simple :

- **A flux horizontaux,**
- **A flux verticaux,**

a) **Décanteurs à flux horizontaux**

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

Un décanteur horizontal est caractérisé par :

le débit traversier Q ,

sa surface S ,

sa hauteur entre le plan d'eau libre et le radier h .

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

$$t = \frac{S \cdot h}{Q} \quad (\text{III.27})$$

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

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

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

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

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

Cependant, les particules contenues dans l'eau flocculée entrant dans le décanteur présentent toute une gamme de dimensions. Pendant leur parcours dans l'ouvrage les plus petites peuvent s'agglutiner entre elle, c'est le phénomène *decoalescence*. Leur taille, et donc la vitesse de sédimentation augmente avec le temps. La trajectoire devient de ce fait curviligne et l'efficacité de la décantation dépend donc aussi du temps de rétention.

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



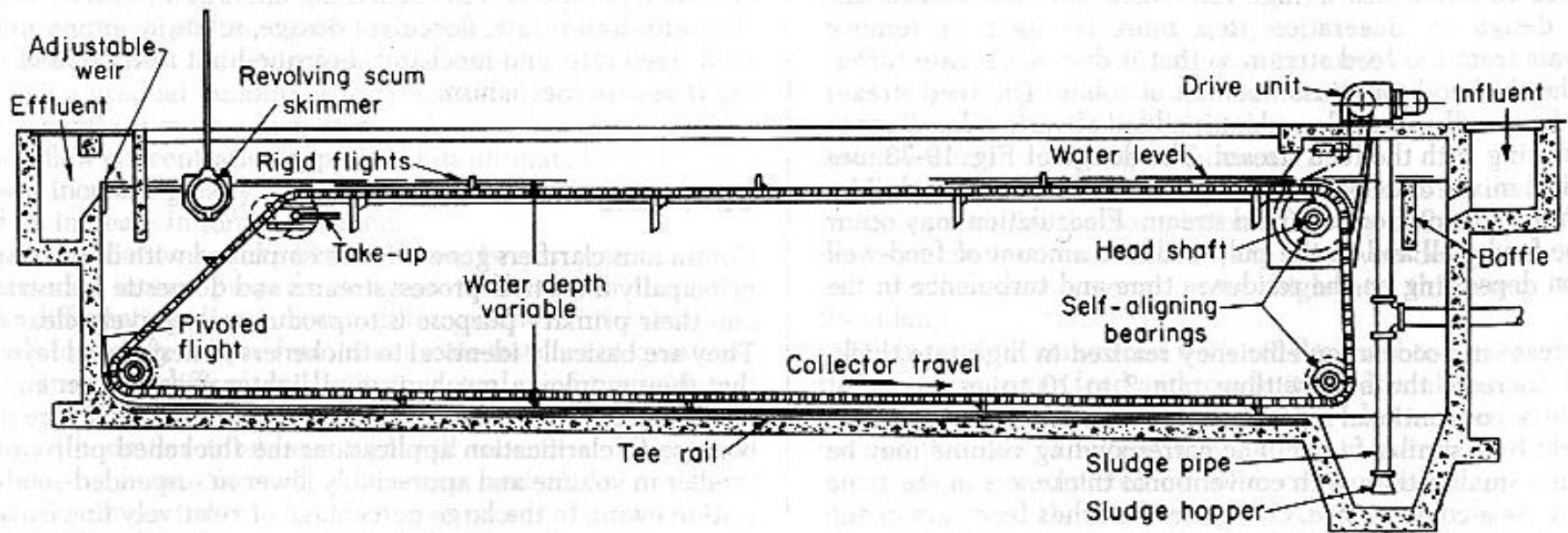


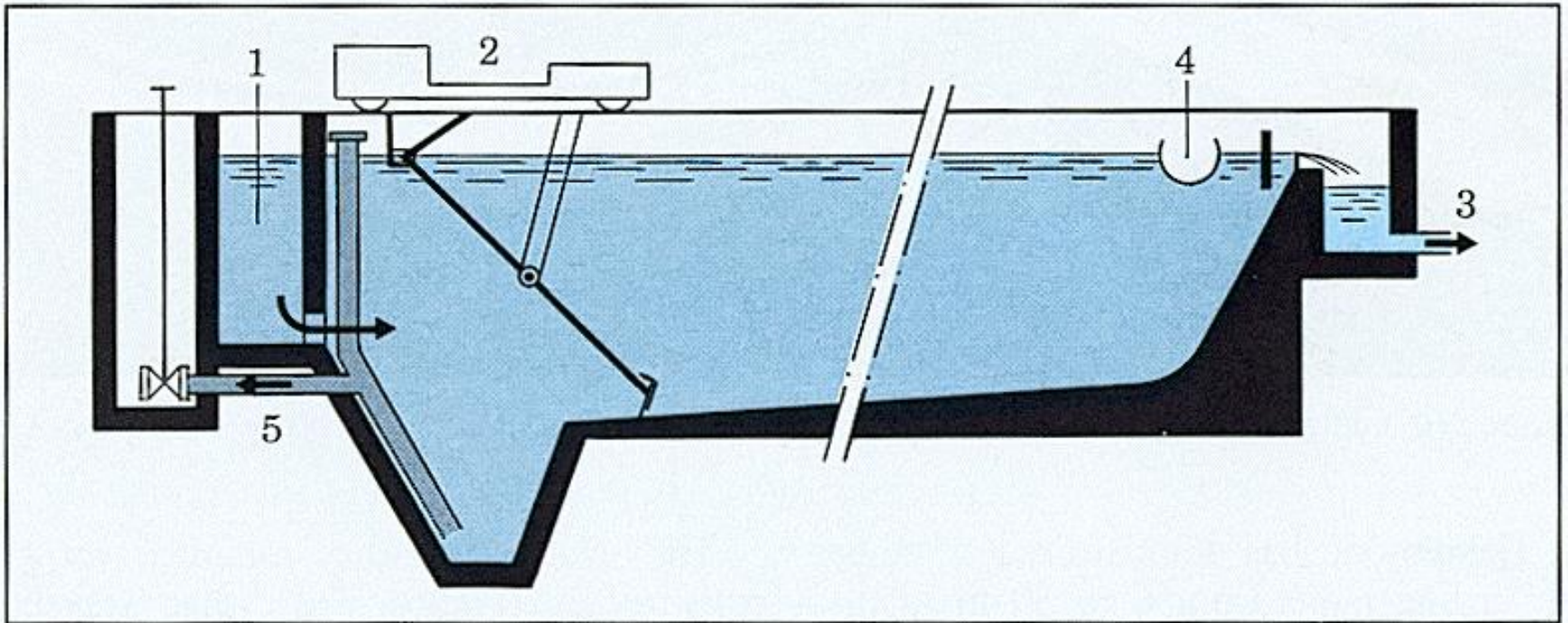
FIG. 19-74 Rectangular clarifier. (Rexnord Inc.)

Décanteur rectangulaire



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

Décanteur longitudinal à pont racleur.



1 - Arrivée d'eau brute.

2 - Pont racleur.

3 - Sortie d'eau décantée.

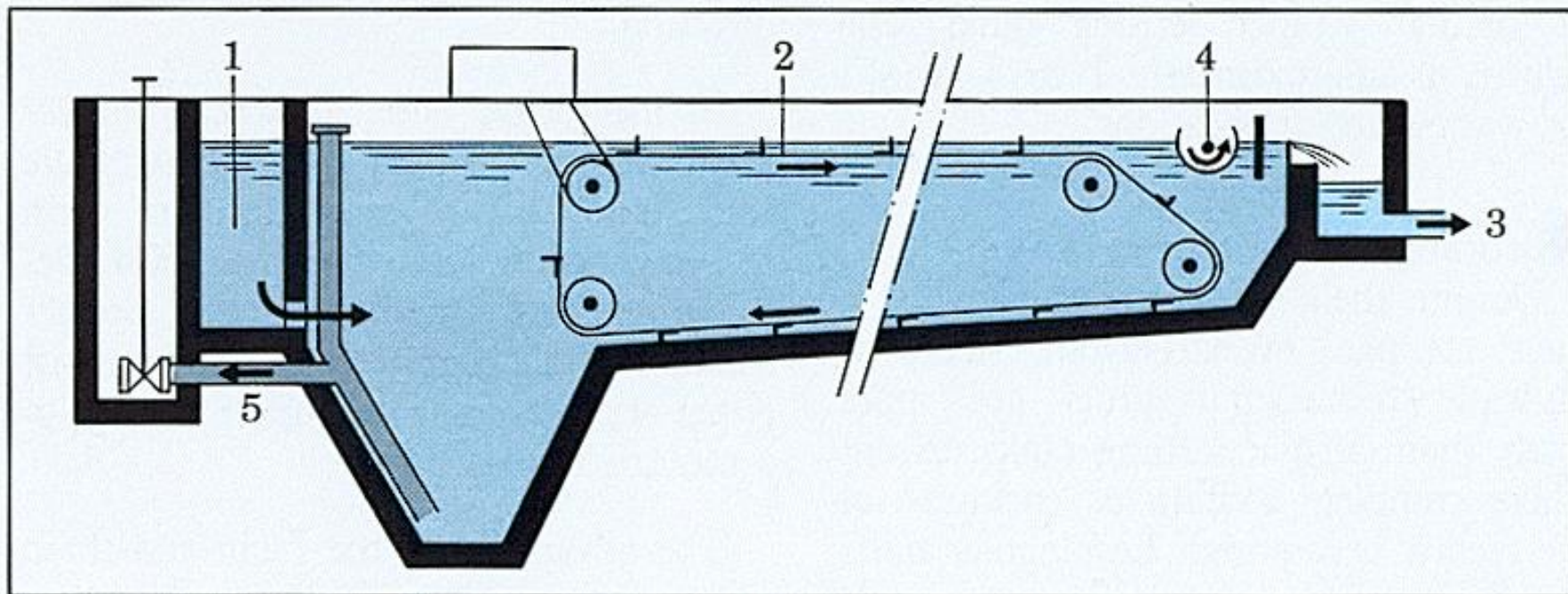
4 - Reprise des flottants.

5 - Évacuation des boues.



Décanteur à pont transbordeur (4 fois 50 m X 200 m).

Décanteur longitudinal à chaînes



1 - Arrivée d'eau brute.

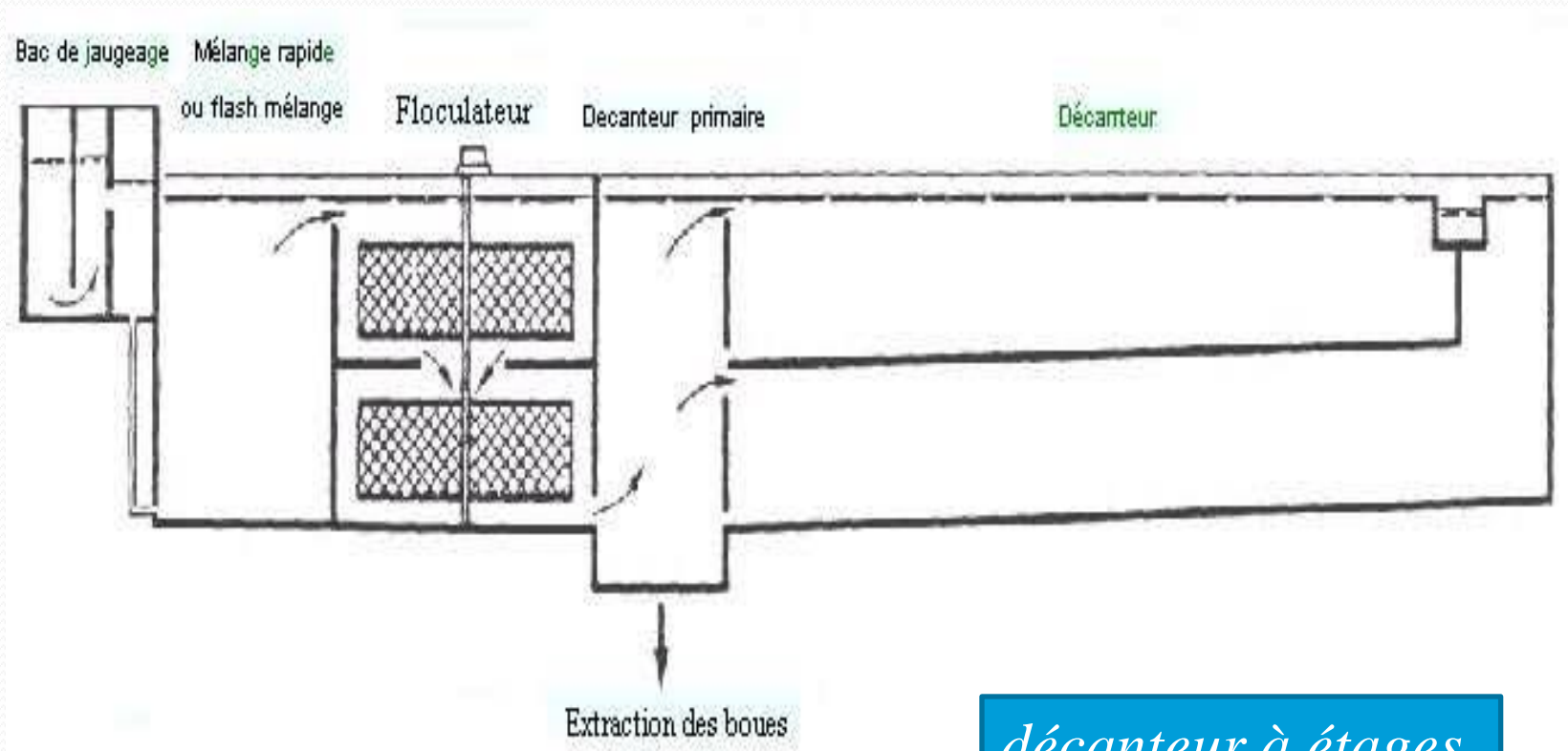
2 - Chaîne racleuse.

3 - Sortie d'eau décantée.

4 - Reprise des flottants.

5 - Évacuation des boues.

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



décanteur à étages

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

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

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

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

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

Exercice 5: décanteur

On considère un décanteur de section rectangulaire, où $h=1$ m, $l=4$ m, et $L=10$ m. Une suspension contenant des particules de diamètre allant de 1 à 100 microns est alimentée à raison de $5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ à la surface du bassin, à une de ses extrémités. On considère l'écoulement de liquide comme étant uniforme sur toute la section verticale du bassin. Le liquide clarifié sort par débordement à l'autre extrémité du bassin.

- Calculer la section de l'écoulement, le volume de la solution dans l'appareil, le temps de séjour moyen, la vitesse horizontale V_1 du liquide.
- Calculer la vitesse de sédimentation V_0 que doit avoir une particule pour qu'elle se retrouve au fond du bassin à l'aplomb du débordement (cette particule aura donc parcouru 10 m horizontalement et 1 m verticalement).
- Calculer le diamètre minimal des particules qui seront sédimentées dans ce bassin.

Données : $\rho_S=1700 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, $\rho_L=1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ et $\mu=10^{-3} \text{ Pa} \cdot \text{s}$.

Exercice 5: corrigé

Le section du bassin est $S = h \times l = 4 \text{ m}^2$ et son volume $v = h \times l \times L = 40 \text{ m}^3$

La vitesse horizontale est $V_1 = Q_v/S = (5/3600)/4 = 0.000347 \text{ m.s}^{-1}$, soit 1.25 m.h^{-1} .

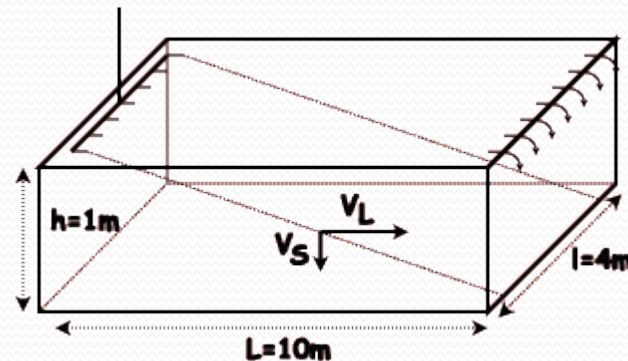
Le temps de séjour s'écrit $V/Q_v = 40/5 = 8 \text{ heures}$

Pour que la particule qui sédimente se retrouve au fond du bassin à l'aplomb du débordement, sa vitesse de sédimentation doit être telle que

$h/V_0 = L/V_1$, c'ad $V_0 = V_1 \times (h/L) = 1.25/10 = 0.125 \text{ m.h}^{-1}$, soit $0.0000347 \text{ m.s}^{-1}$.

Le diamètre de la particule qui sédimentera à cette vitesse est tel que:

$d = [(0.125 \times 18 \times 10^{-3} / 3600 / 9.81 / (1700 - 1000))]^{1/2} = 6.54 \times 10^{-6} \text{ m}$, soit 10 microns



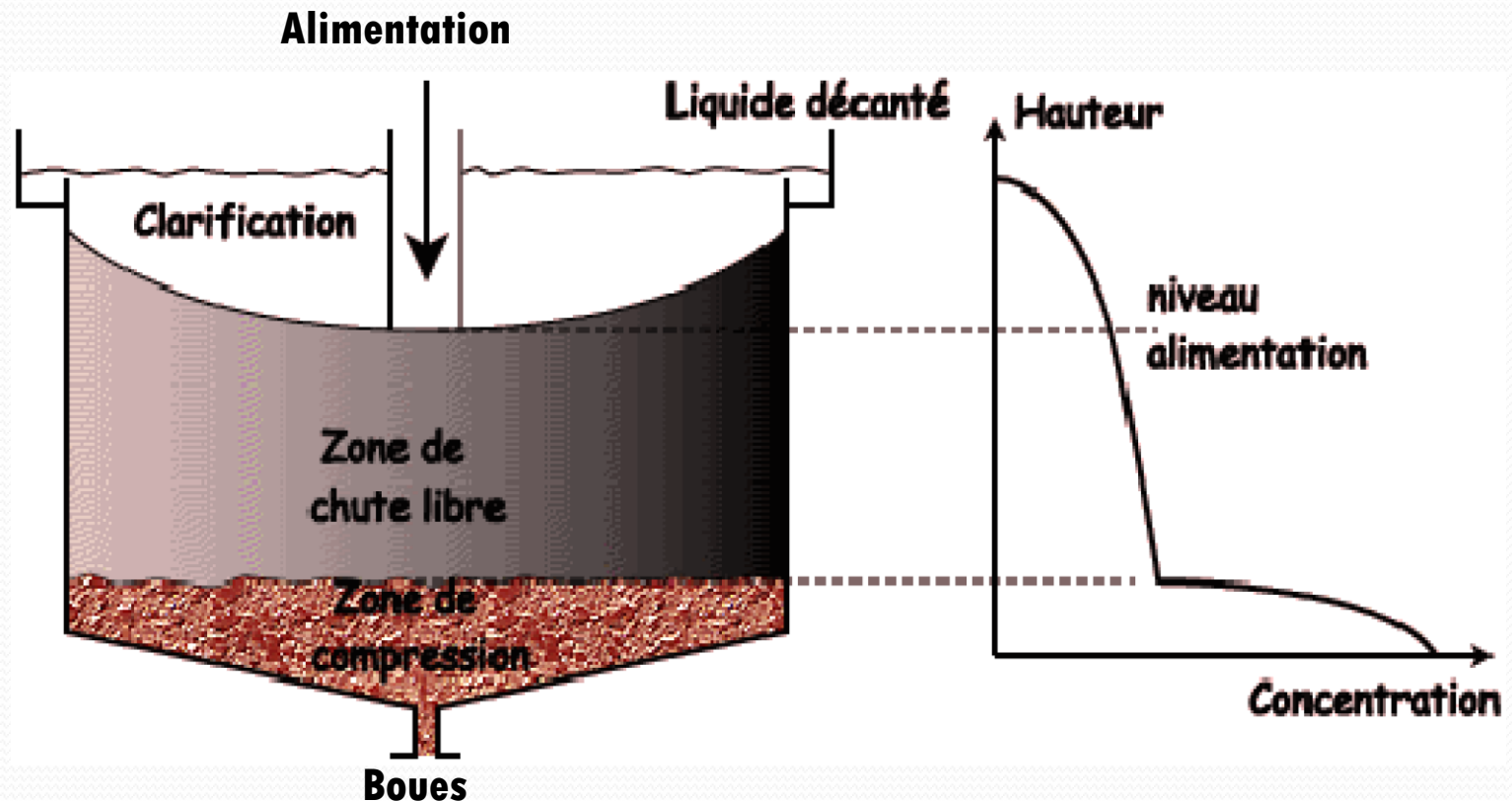
b) Les décanteurs à flux verticaux

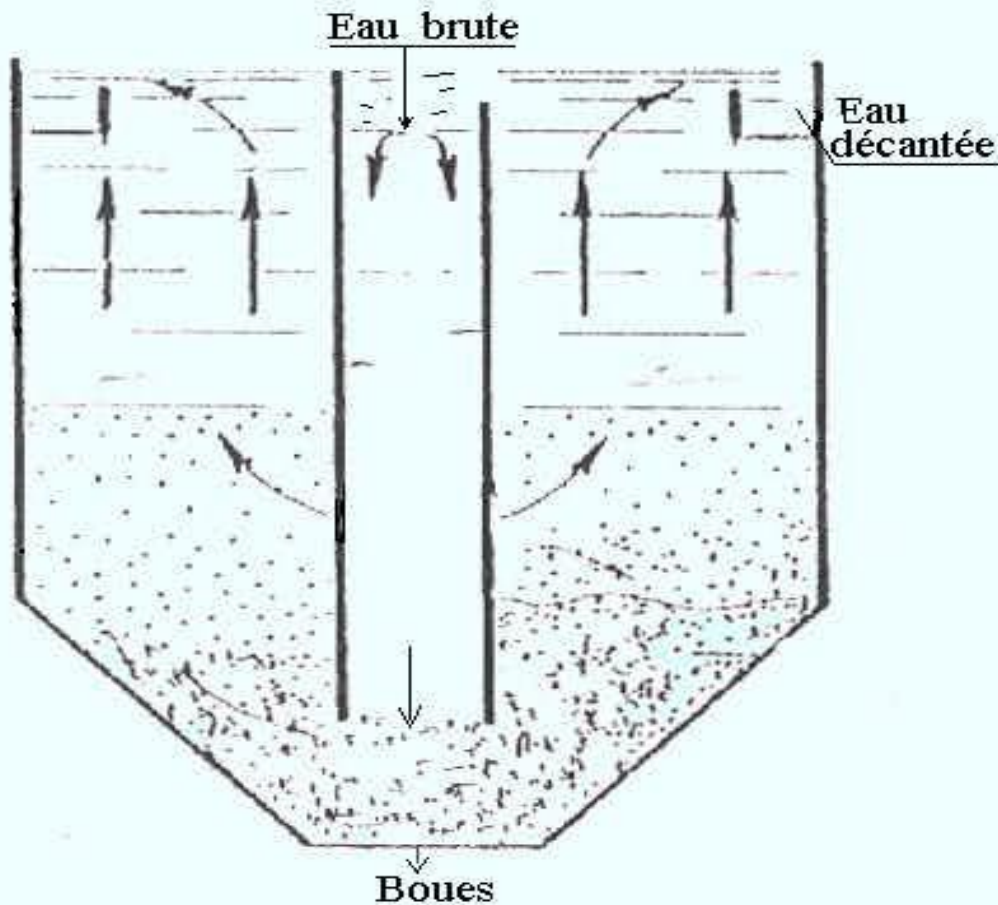
Dans ce type d'ouvrage l'eau suit un trajet vertical. La vitesse de chute des particules est contrariée par une force résultante de la composition de la force de frottement et de la vitesse ascensionnelle de l'eau.

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

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

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





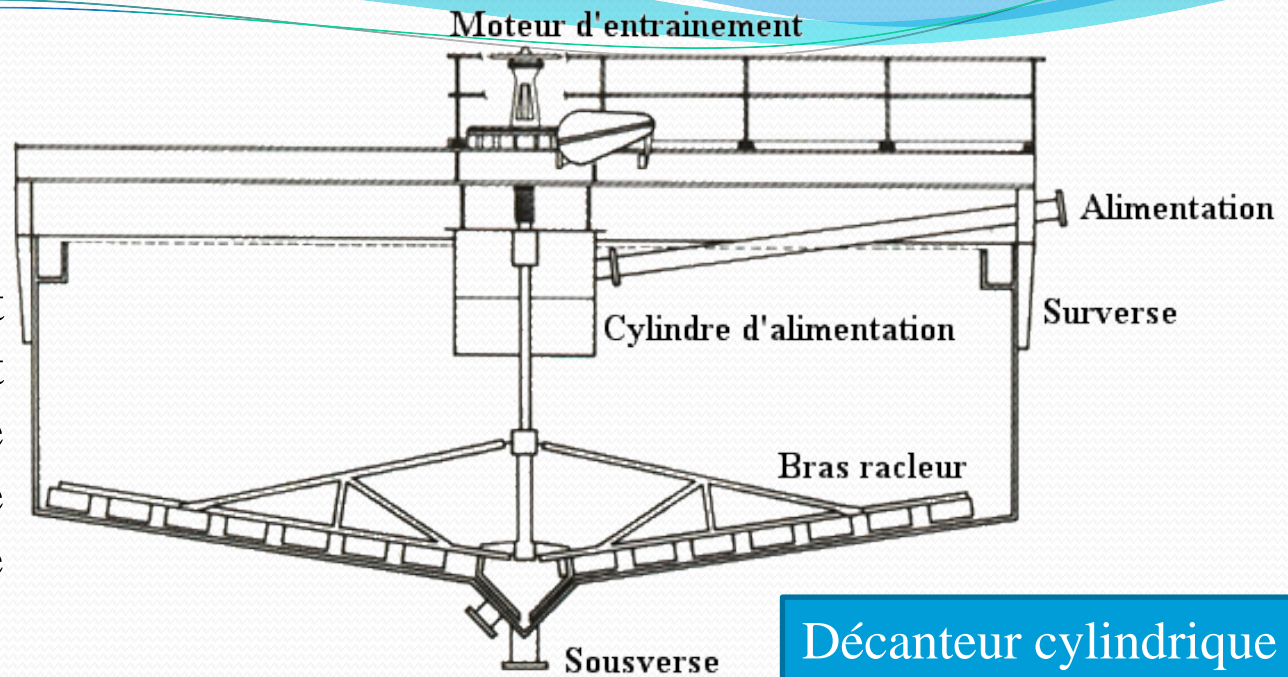
décanteur statique

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



Décanteur statique à plusieurs compartiments

Ce type d'appareil est constitué essentiellement d'un pont support de mécanisme fixé sur le bord d'une cuve cylindrique.

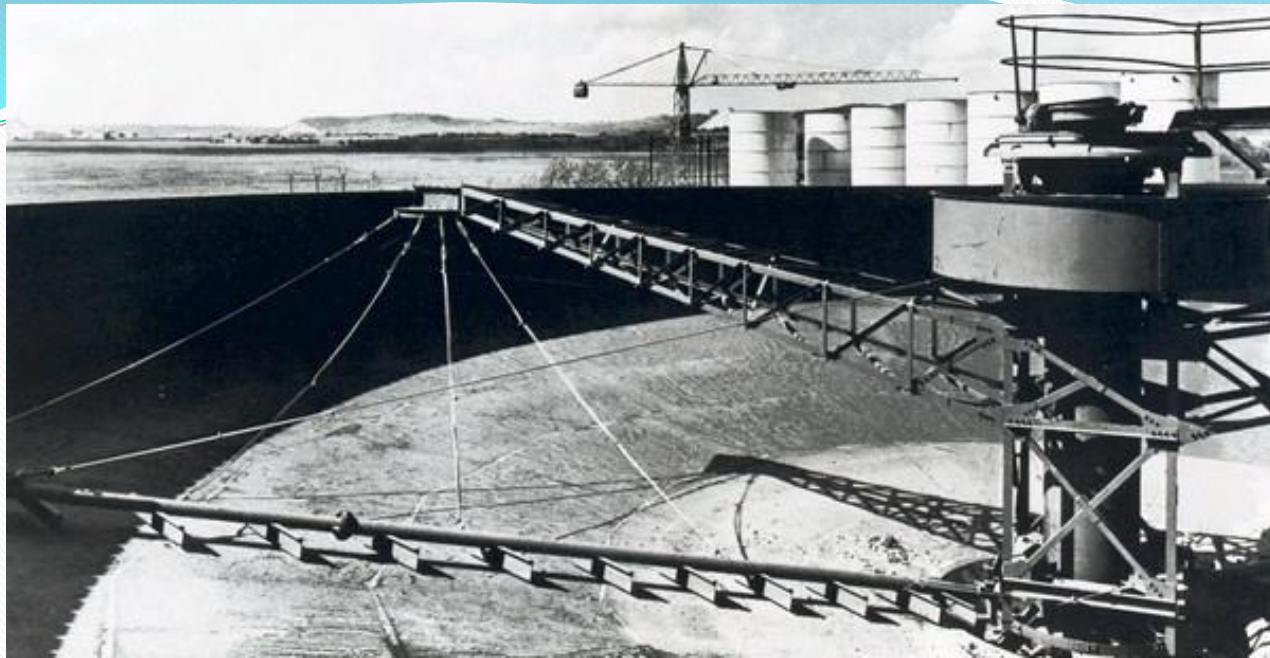


Décanteur cylindrique

Le groupe d'entraînement, monté au milieu de ce support, entraîne le mécanisme de raclage constitué d'un arbre vertical et de deux bras munis de raclettes. Différents modèles de mécanisme de raclage peuvent équiper ce type de décanteur selon le cas d'application. Ce type d'appareil existe dans la gamme de 2 à 45 m.

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

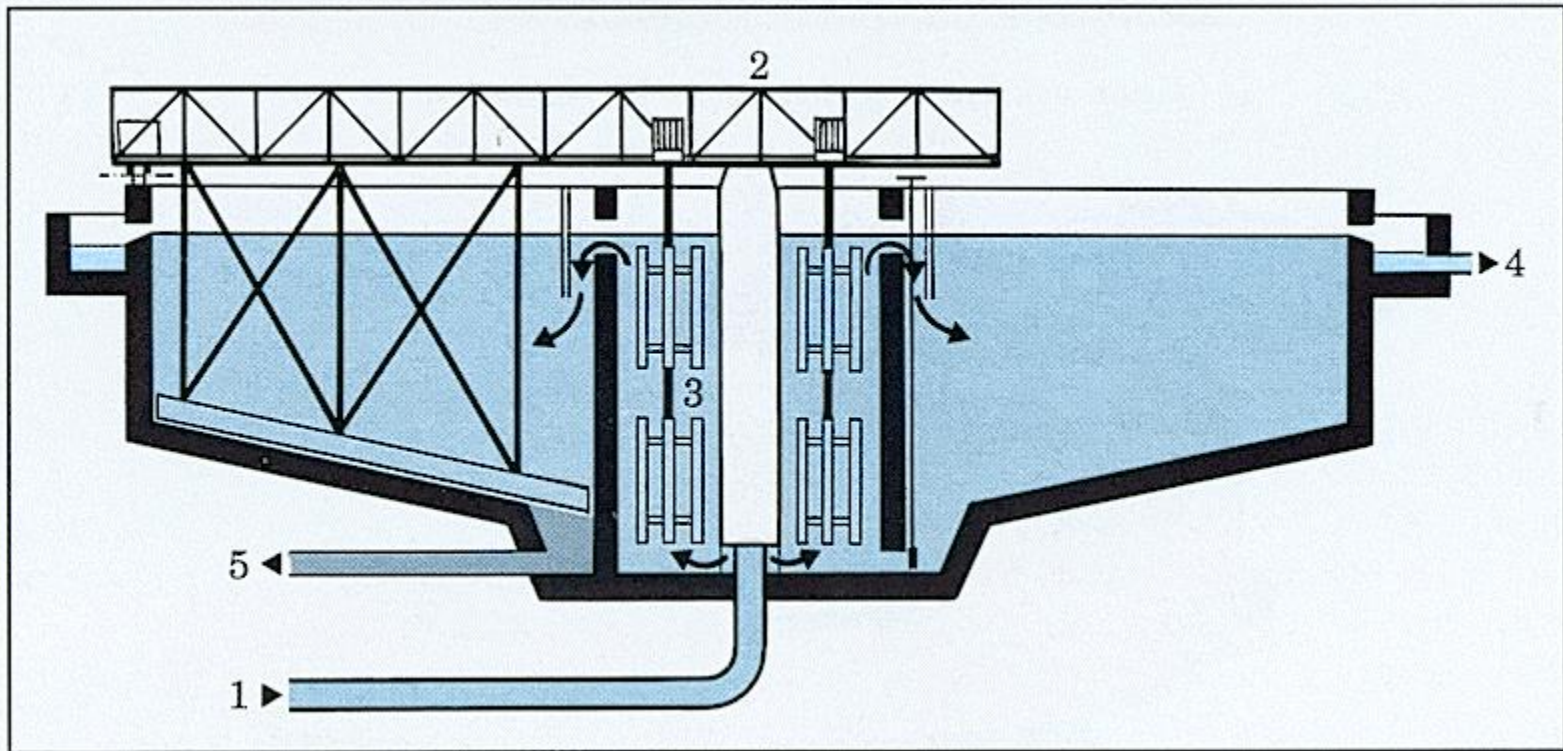




Systemes de
raclage



Décanteur flocculateur avec entraînement périphérique du pont.



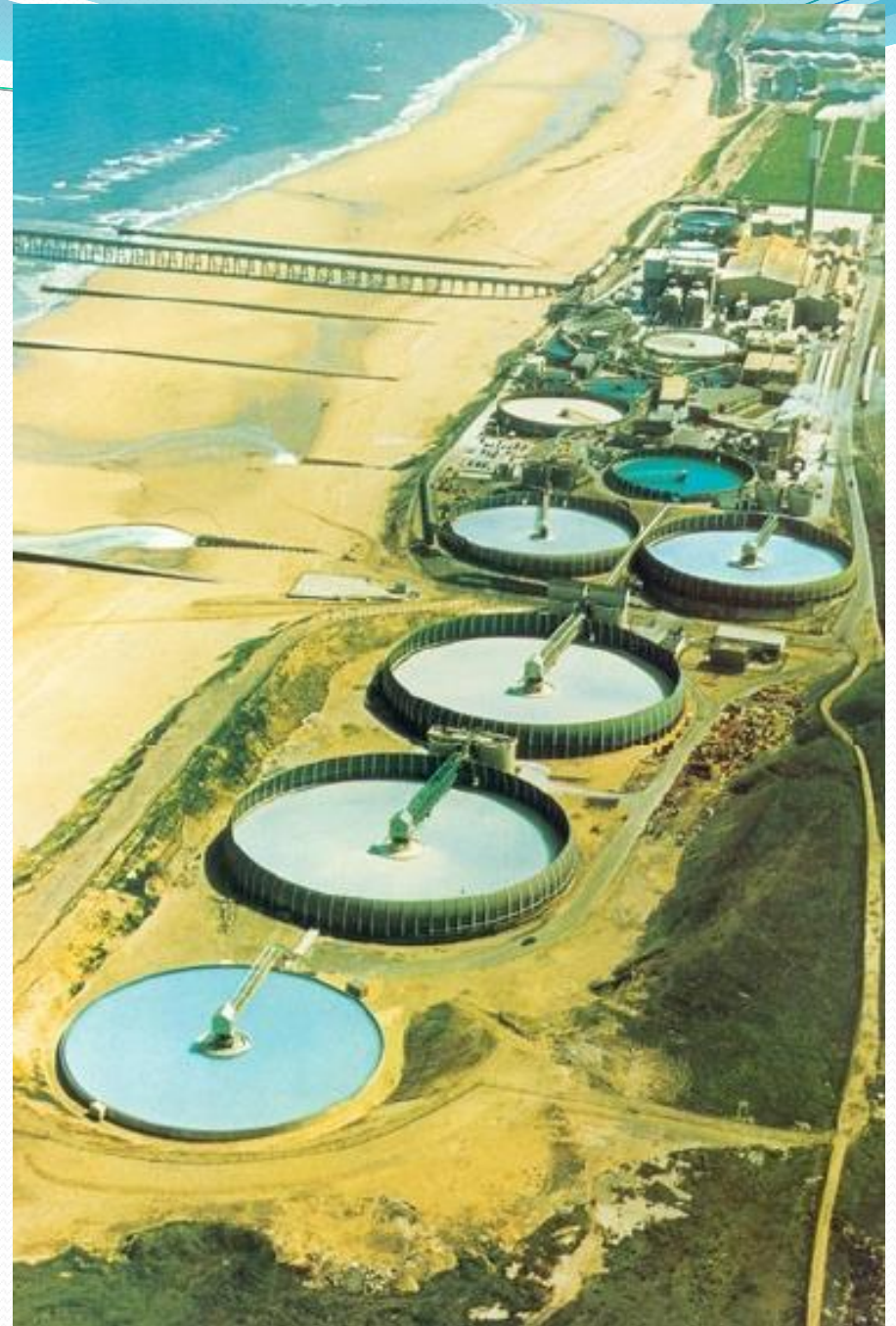
- 1 - Arrivée d'eau brute
- 3 - Zone de flocculation.
- 5 - Évacuation des boues.

- 2 - Pont racleur.
- 4 - Sortie d'eau décantée.



*Installation de CANNES (Alpes-Maritimes).
Débit maximum : 5500 m³ /h.
Décanteur-floculateur.*

Décanteurs
78 et 98 m de diamètre

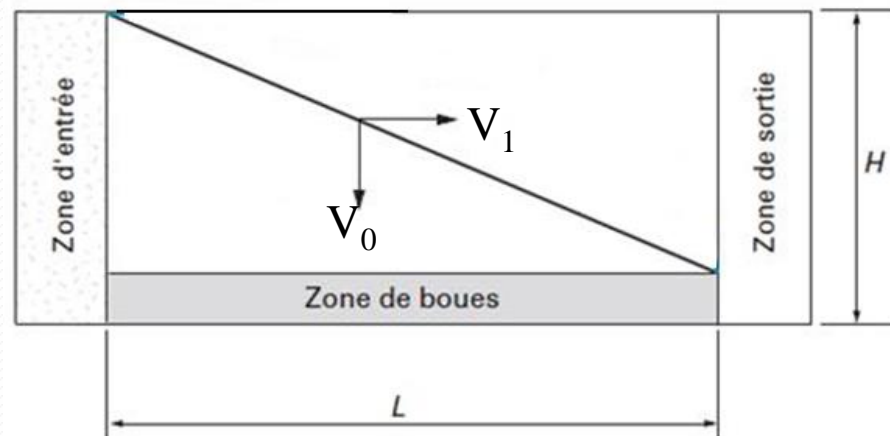


III.2.4.2. Décanteur lamellaire

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

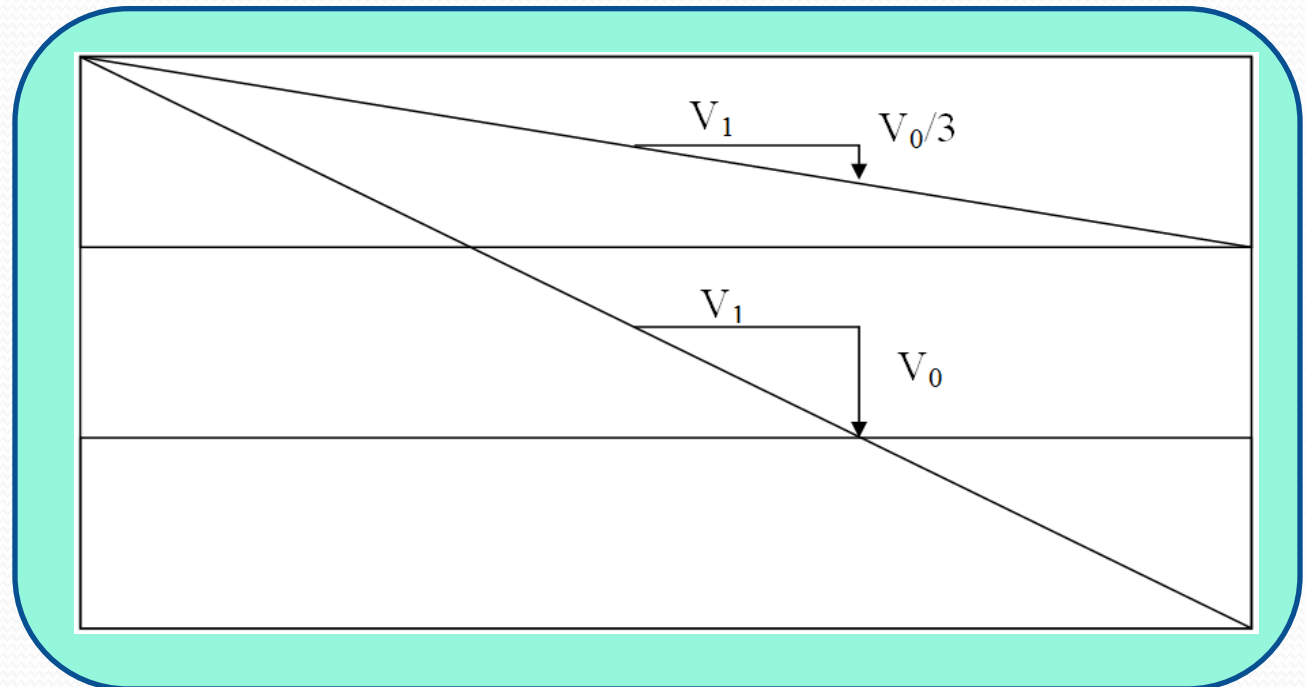
$$V_1 = \frac{Q}{S} = \frac{Q}{H.l}$$

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



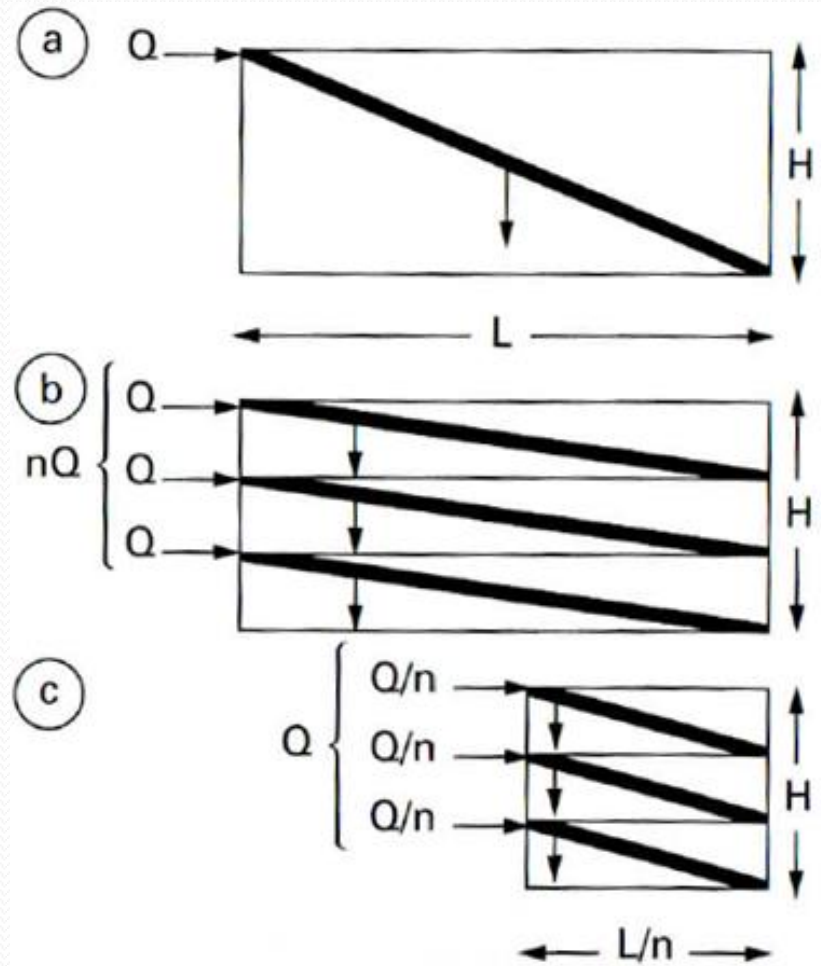
Par contre, on peut accroître considérablement la capacité d'un décanteur en augmentant la surface de décantation. Pour ce faire, il suffit d'ajouter des paliers dans le décanteur. En effet, alors que, dans un décanteur dépourvu de palier, les particules dont la vitesse de décantation est supérieure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

Bassin de décantation idéal avec 3 paliers

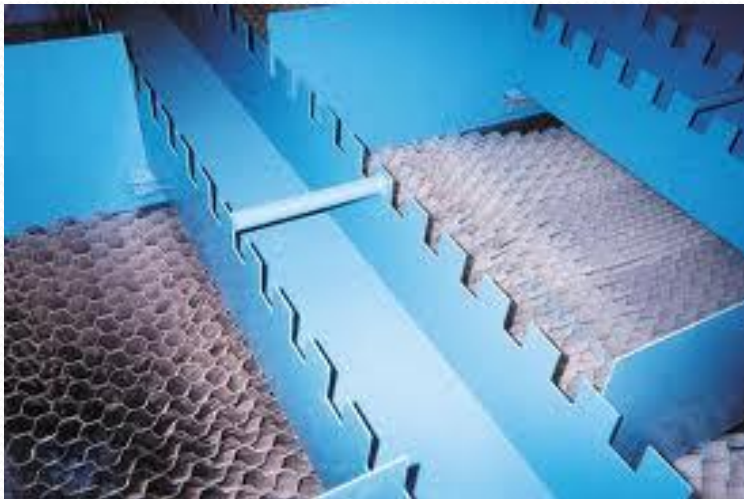


Il est donc possible d'augmenter de manière très importante la surface disponible à la décantation en superposant sur la hauteur de l'ouvrage un grand nombre de cellules de séparation eau/boue.

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

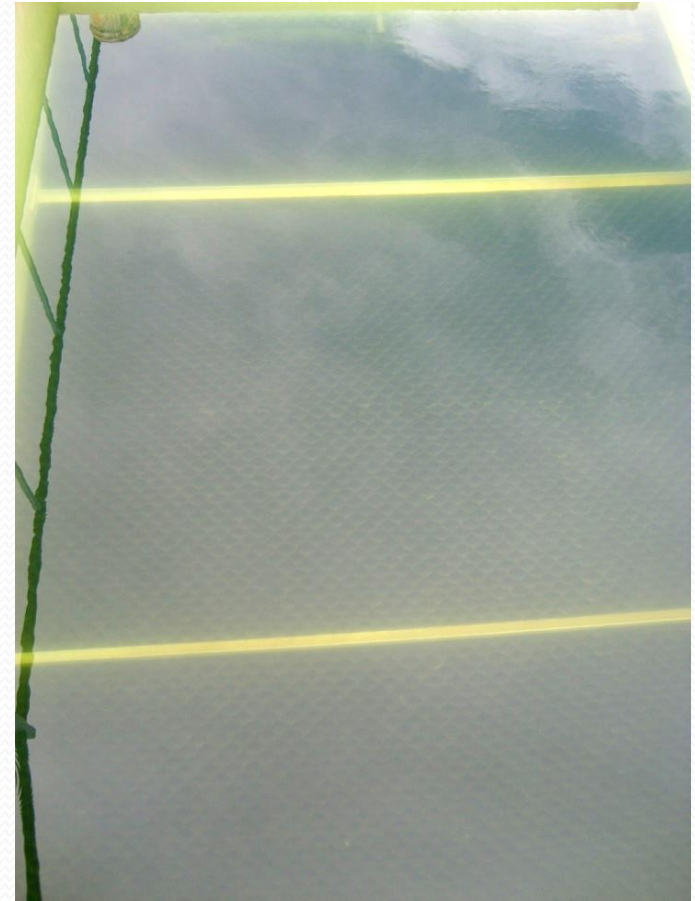


Les décanteurs dits lamellaires comportent souvent une série de lamelles qui permet de multiplier la surface de décantation utile tout en réduisant la surface au sol par rapport à un bassin de décantation classique à flux horizontal.



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

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



Décanteur à tubes hexagonaux

III.2.4.2.1- Décanteurs à tubes

On trouve sur le marché deux types de décanteurs à tubes : ceux dont les tubes sont légèrement inclinés par rapport à l'horizontale (7°) et ceux dont les tubes sont fortement inclinés par rapport à l'horizontale (60°). Ces deux types de décanteurs sont habituellement constitués d'un empilement de tubes de section carrée de 5 cm de côté.



Décanteur à tubes fortement inclinés

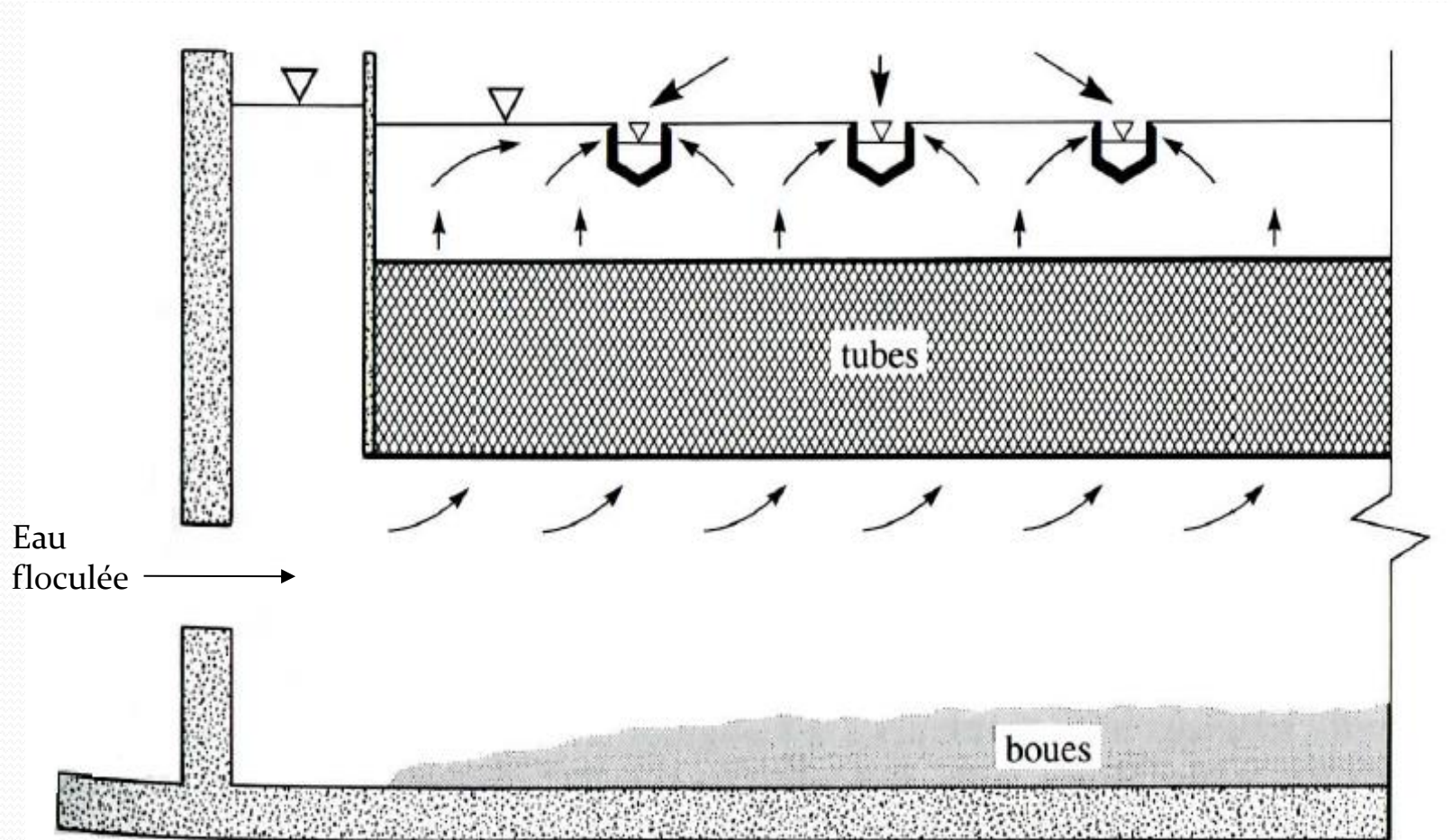
Les tubes inclinés à 7° ont une longueur de 0.6, 1.2 ,1.8 ou 2.4 m. Leur fonctionnement est associé à celui des filtres. Ainsi, lorsque l'eau flocculée pénètre dans le décanteur, les particules de floc s'y déposent et s'y accumulent, alors que le liquide surnageant est acheminé vers les filtres. L'accumulation des solides dans les tubes réduit la section d'écoulement, ce qui augmente la vitesse de l'eau, si bien que, lorsque cette vitesse est suffisamment élevée, les solides sont remis en suspension dans l'eau et entraînés vers les filtres. Pour l'élimination de ces solides se fait par acheminement d'une eau claire vers les décanteurs, ce qui permet d'entraîner vers l'égout la totalité des solides accumulés, ce nettoyage étant facilité par l'inclinaison de 7° . On utilise les décanteurs à tubes inclinés à 7° dans les stations dont la capacité de production est inférieure à $4000 \text{ m}^3/\text{j}$. pour des productions plus importantes, il est recommandé d'installer les tubes inclinés à 60° .

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

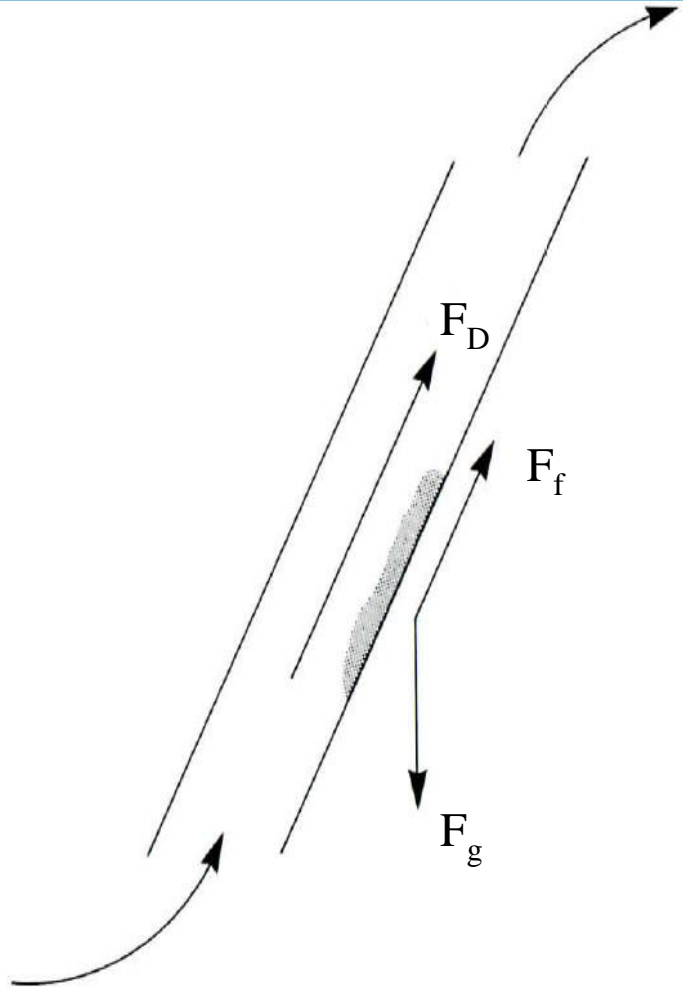
L'eau clarifiée est acheminée vers des goulottes situées près de la surface et déversée sur les filtres.



Goulottes
de collecte



Décanteur à tubes inclinés à 60°



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

$$F_r = F_g (\cos 30^\circ) - (F_D + F_f) \quad (\text{III.28})$$

Avec :

F_g : force due à la pesanteur,

F_D : force de traînée,

F_f : force de friction.

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

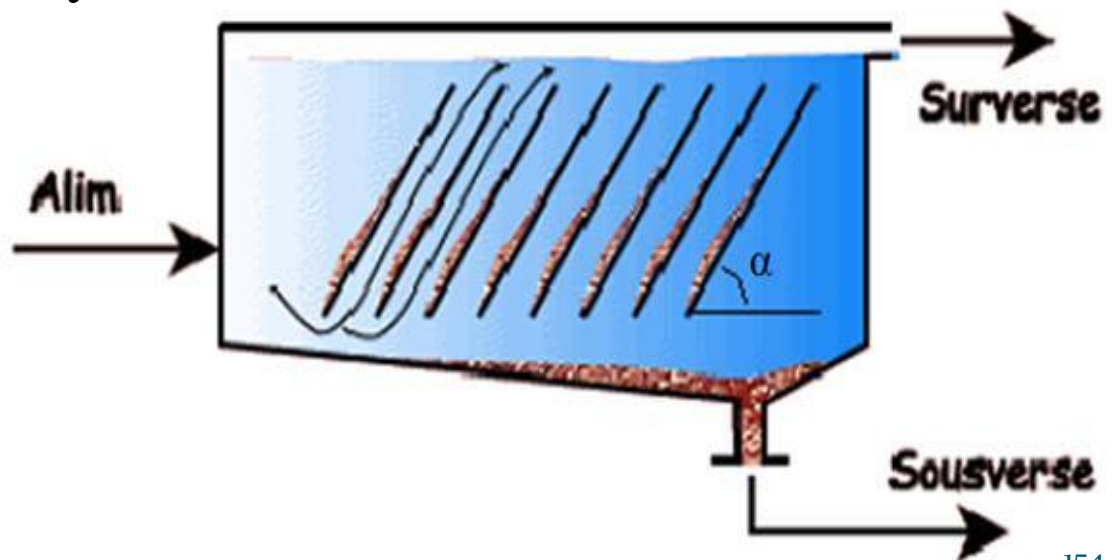
On peut toutefois augmenter la capacité des décanteurs en inversant le sens d'écoulement de l'eau : la force de traînée agit alors dans le même sens que la force due à la pesanteur. C'est ce qui se passe dans les décanteurs à lamelles.

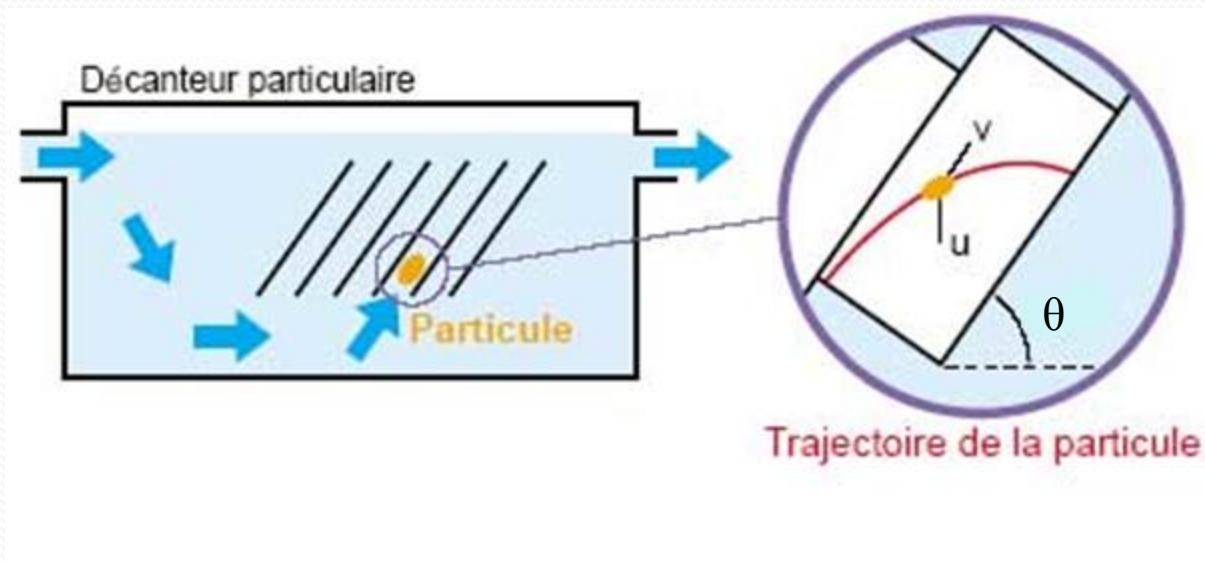


III.2.4.2.1- Décanteurs à lamelles

a) Principe

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

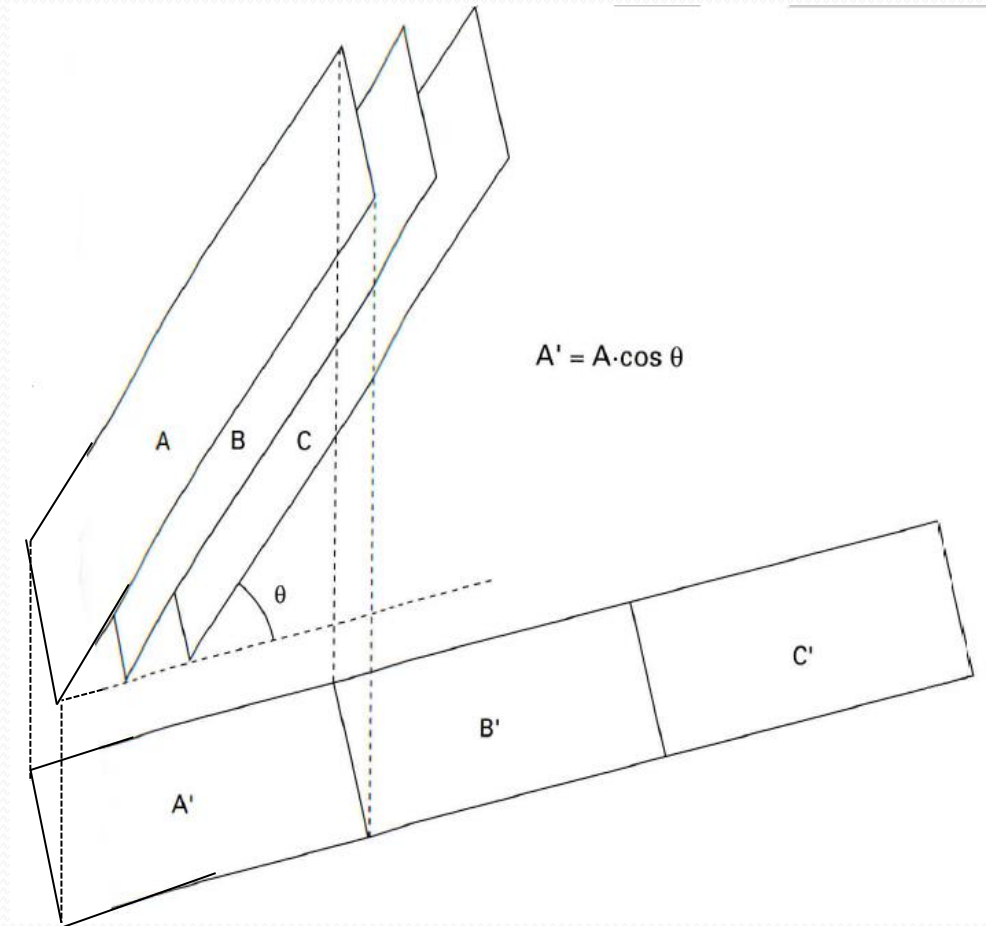




b) Mise en œuvre

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

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



Les équations caractéristiques du décanteur lamellaires sont les suivantes:

$$STP = \frac{Q}{V_H} \quad (\text{III.29})$$

$$STP = n \cdot l_p \cdot L_p \cos \theta \quad (\text{III.30})$$

Avec :

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

l_p : largeur des lamelles.

L_p : longueur des lamelles.

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

θ : inclinaison des plaques

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

$$V_H = \frac{Q}{n \cdot S_L \cdot \cos \theta} \quad (\text{III.31})$$

avec :

$$S_L = l_p \cdot L_p$$

S_L : Surface élémentaire de chaque lamelle.

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

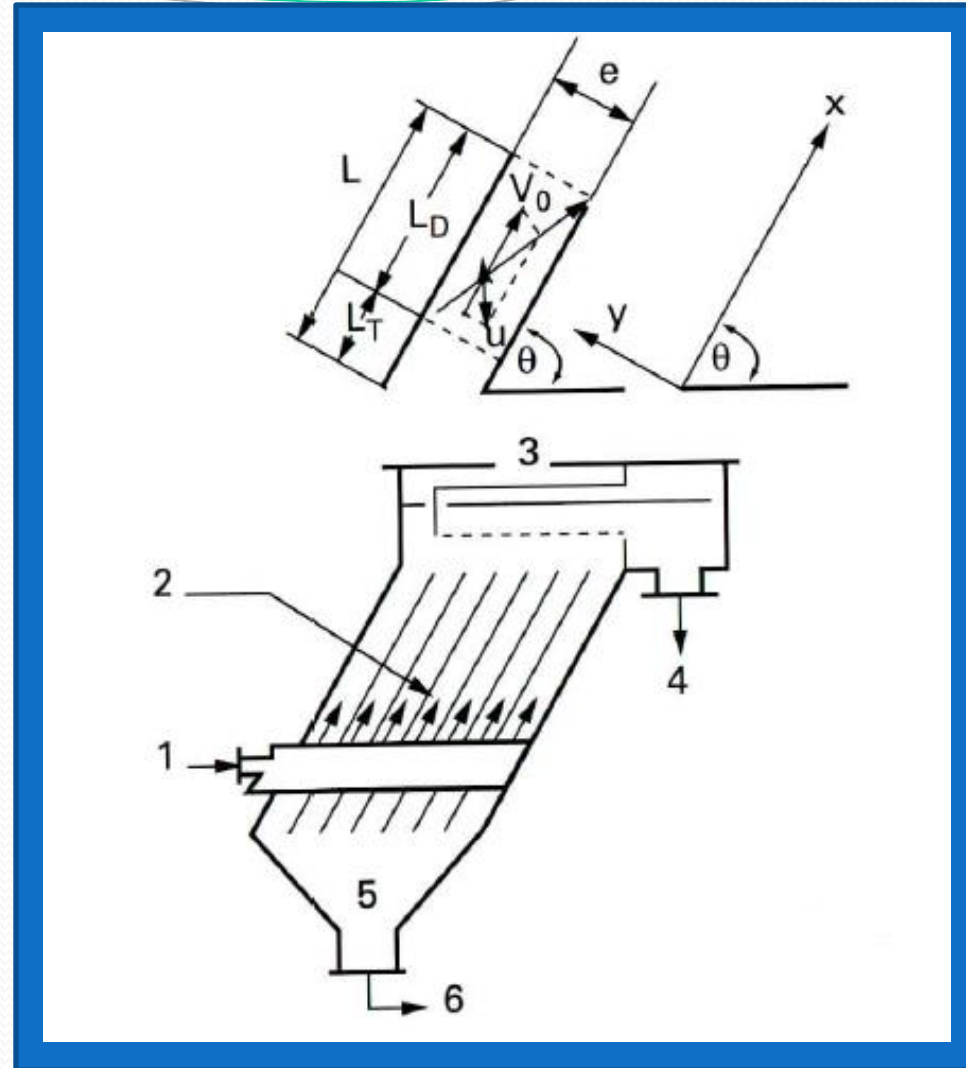
Trois types de décantation lamellaire sont possibles :

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

i. À contre-courant

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

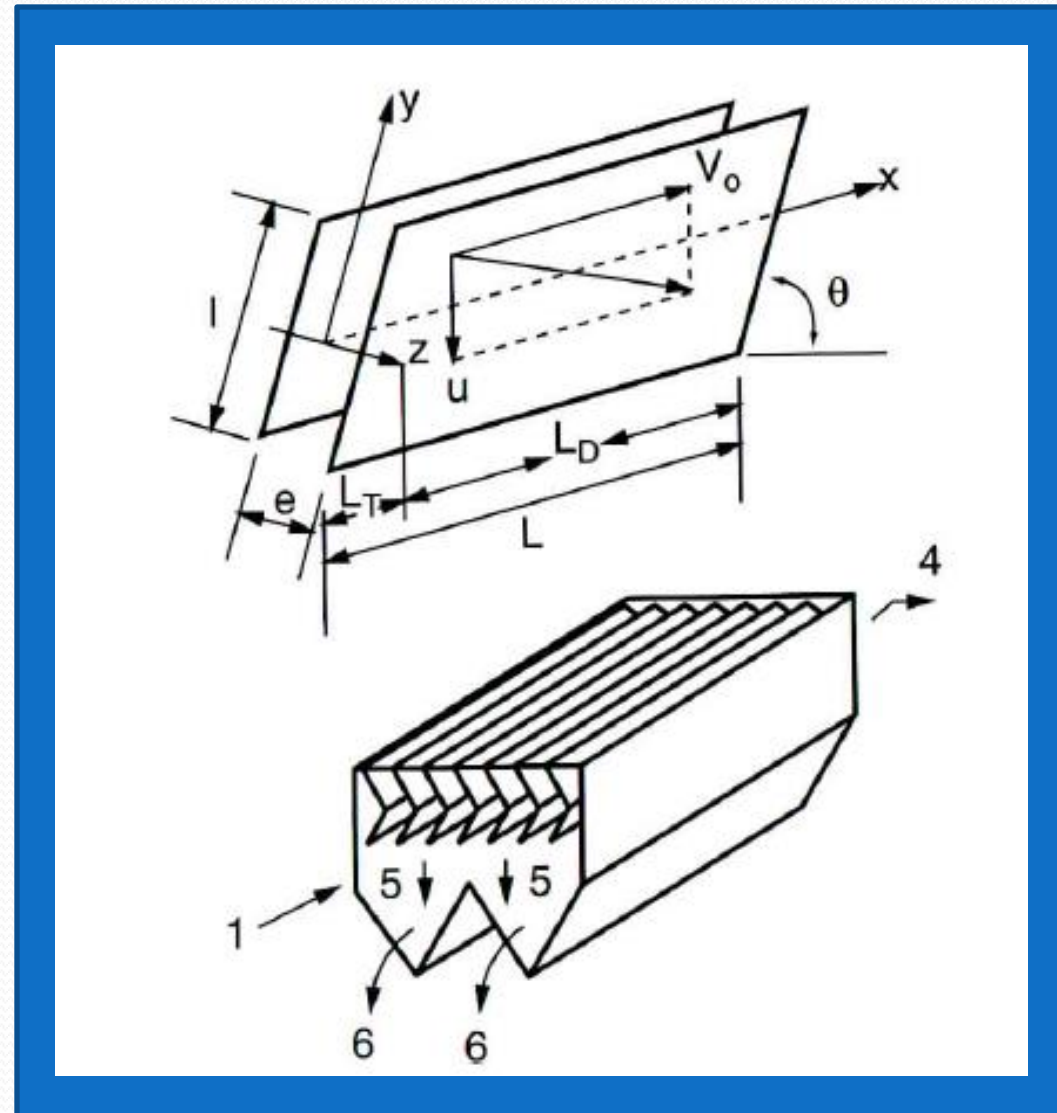
1. Entrée de l'eau flocculée.
2. Zone de distribution.
3. Récupération de l'eau décantée.
4. Sortie de l'eau décantée.
5. Fosse à boue.
6. Evacuation des boues.



ii. À courants croisés

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

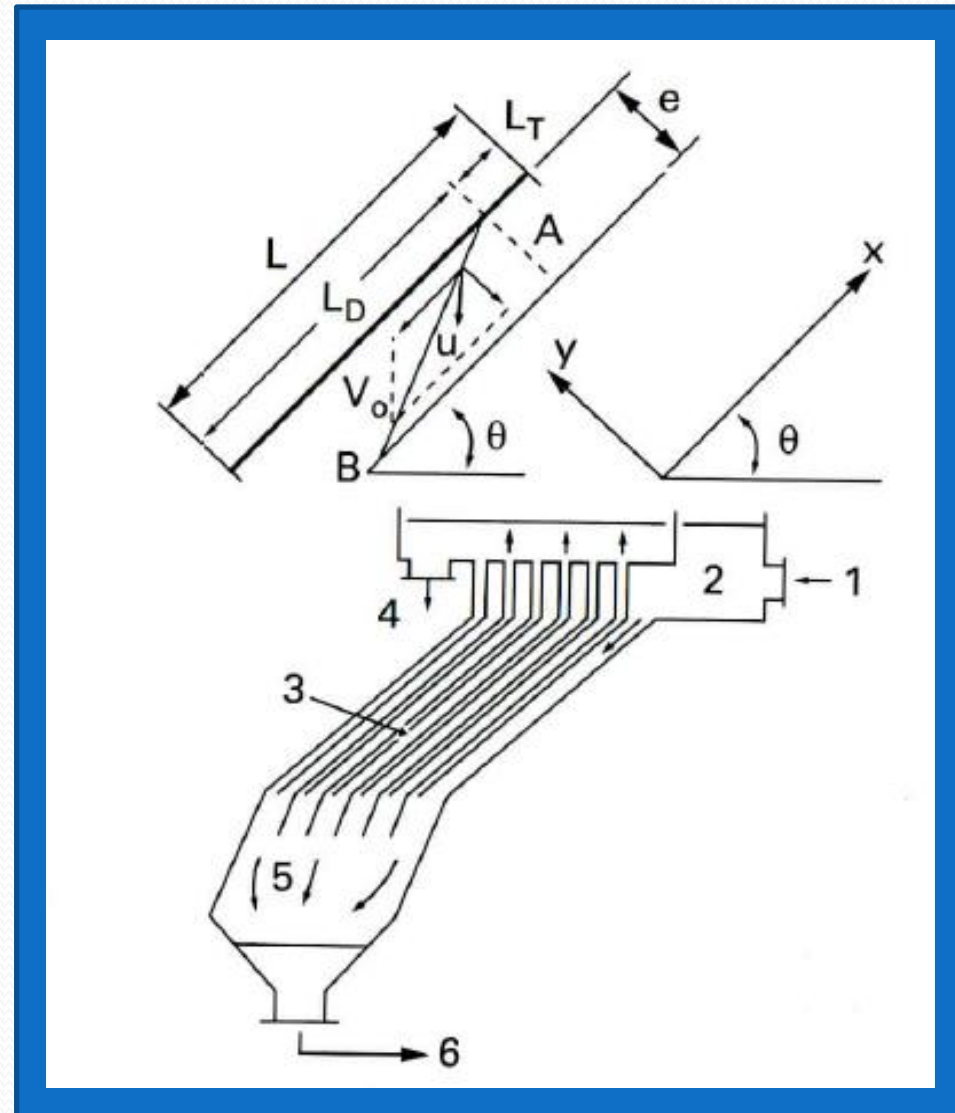
1. Entrée de l'eau floclée.
- (2.)
- (3.)
4. Sortie de l'eau décantée.
5. Fosse à boue.
6. Evacuation des boues.



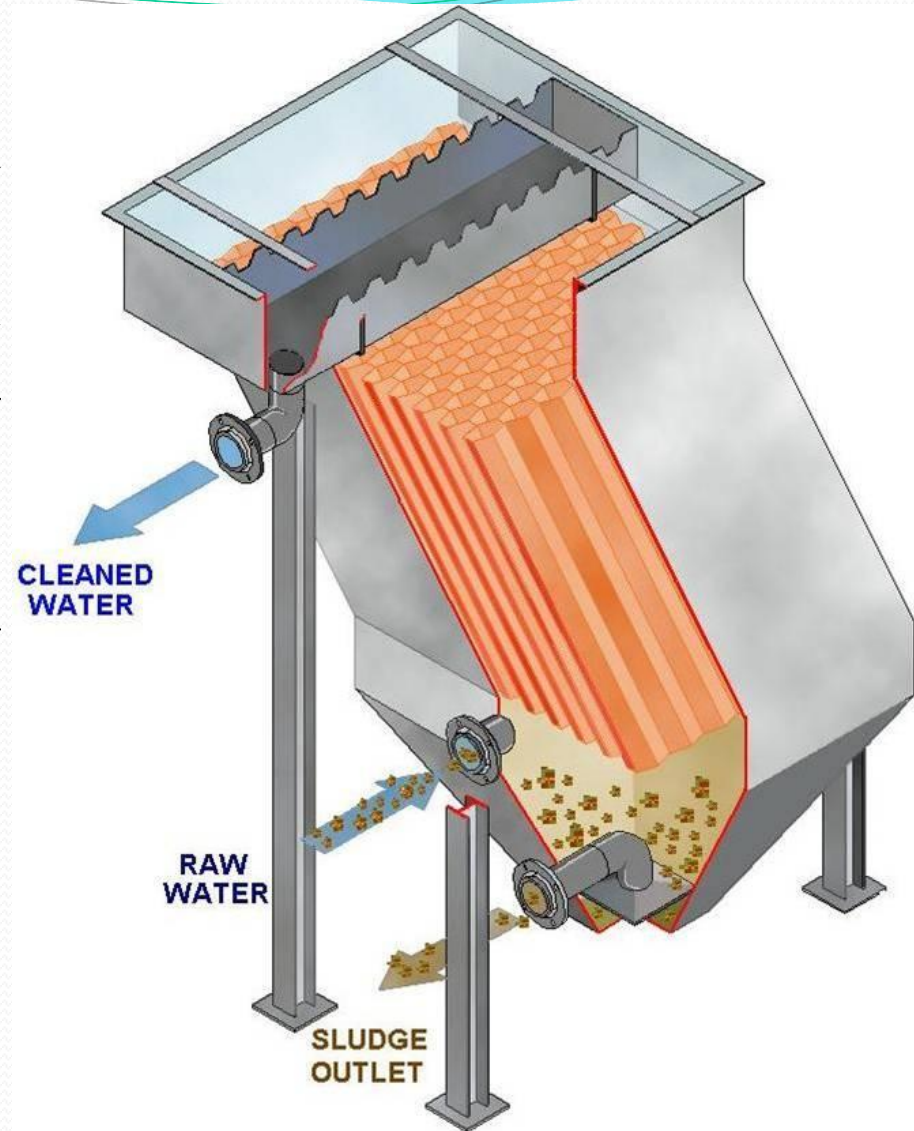
iii. À cocourant

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

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



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



c) Choix du type de faisceaux lamellaires

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

i. Hydraulique

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

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

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



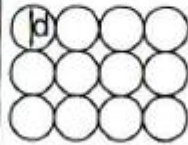



iii. Écartement des lamelles

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

iv. Surface de décantation équivalente

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

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

Types de faisceau lamellaire	Sans lamelles	Plaques planes	Plaques planes	Tubes circulaires alignés	Tubes circulaires en quinconce	Tubes carrés	Modules hexagonaux
Diamètre hydraulique équivalent (mm)	-	80 mm (40 mm entre plaques)	160 mm (80 mm entre plaques)	80 mm	80 mm	80 mm	80 mm
Forme	-						
Surface de décantation équivalente	1	16,2	8,1	6,4	7,4	8,1	10,8

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

Le choix du type de faisceaux lamellaires ne doit pas se faire uniquement en considérant la plus grande surface de décantation équivalente possible ; les faisceaux à plaques parallèles peuvent développer des surfaces importantes à condition de réduire l'espace entre plaques et au risque de rendre l'installation non fiable (problème de bouchage) et inexploitable (impossible de procéder au nettoyage de l'espace entre les plaques).

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

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

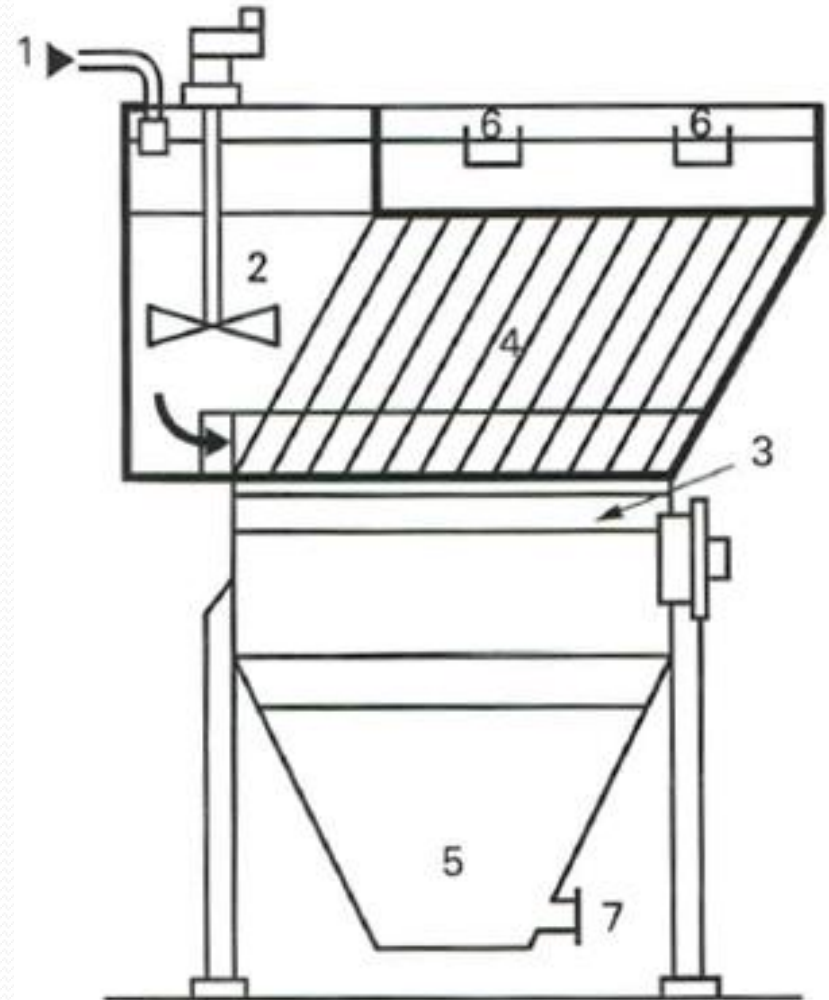


d) Exemples de décanteurs lamellaires

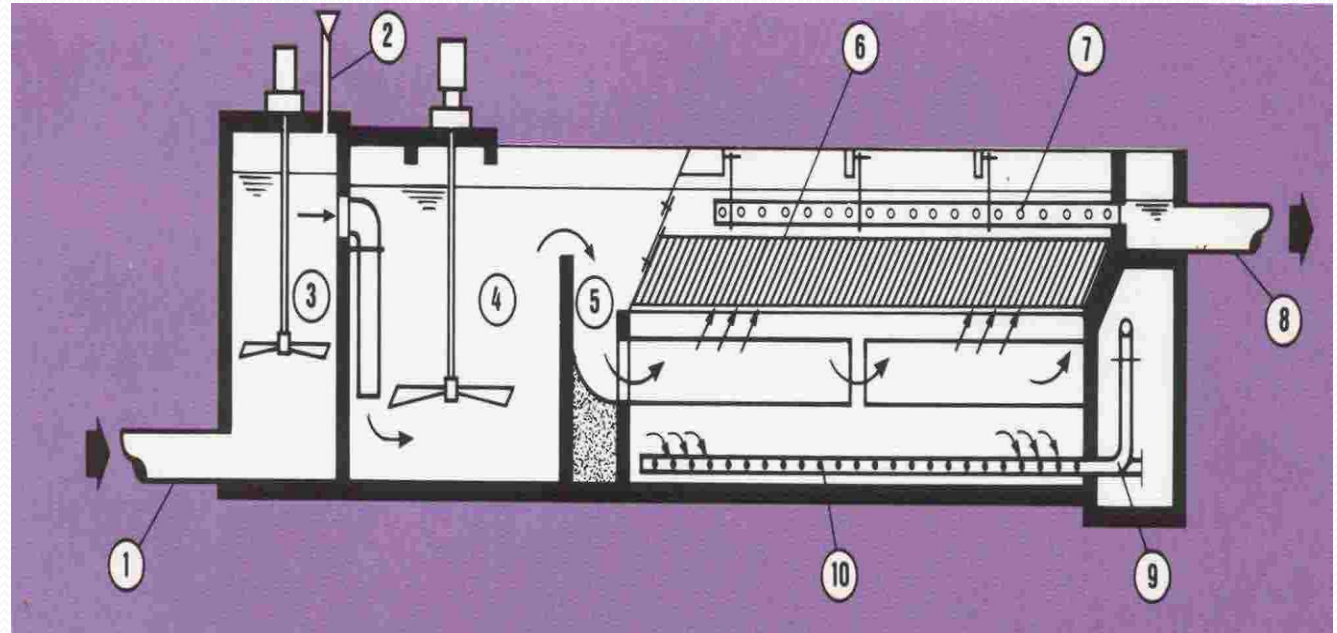
Le Sédipac FD

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

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



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



- 1 - Arrivée d'eau à décanner
- 2 - Injection des réactifs
- 3 - Zone de mélange rapide
- 4 - Zone de coagulation/floculation
- 5 - Admission en décantation

- 6 - Modules lamellaires
- 7 - Tubes de reprise d'eau décantée
- 8 - Sortie d'eau décantée
- 9 - Système de reprise des boues
- 10- Évacuation des boues

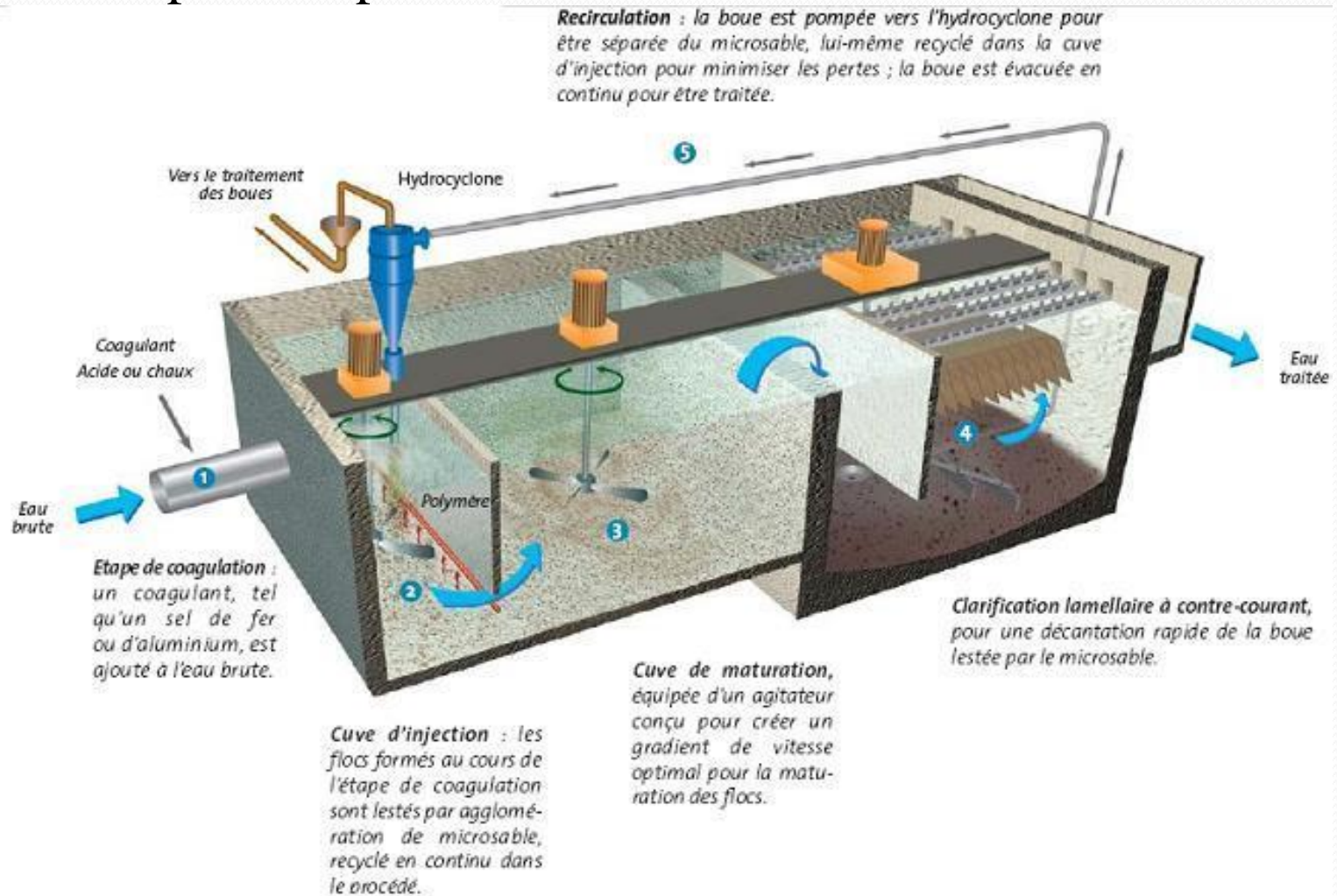
On remarque le gain de place résultant de l'adoption de cette technologie.

Le décanteur présente les avantages suivants :

- la compacité par rapports aux décanteurs statiques conventionnels qui conduits à des économies importantes de place et de coût,
- l'efficacité qui résulte de l'accroissement de la surface de décantation,
- la fiabilité qui est induite par la simplicité du décanteur

Une des qualités essentielles du système est sa simplicité de réalisation et d'exploitation puisqu'il ne comporte aucun équipement mobile immergé.

L'ACTIFLO : assure également, dans un ensemble compact, la séparation par coagulation - floculation - décantation, de l'essentiel des matières en suspension présentes dans les eaux de surface.



Il combine la technique du floc lesté et de la décantation lamellaire. Les matières en suspension et colloïdes préalablement déstabilisées par injection dans l'eau brute d'un coagulant sont fixées sur un support granulaire de sable au moyen d'un polyélectrolyte. Le floc ainsi formé est ensuite séparé de l'eau par décantation lamellaire à contre-courant.

Le principe de fonctionnement

L'eau traverse successivement :

- une cuve de mélange rapide qui assure la dispersion du sable et du polyélectrolyte dans l'eau à traiter,
- une cuve de floculation qui réalise le grossissement et la maturation du floc lesté dans une cuve précédente,
- un ensemble de module lamellaire à contre-courant qui effectue la séparation eau-floc lesté.

Les deux cuves, de section carrée et à fond plat, sont équipées d'agitateurs mécaniques.

Les boues extraites du décanteur sont pompées vers un ensemble d'hydrocyclones qui sépare le sable des boues. Ces dernières sont envoyées vers les ouvrages de traitement spécifiques alors que le sable propre est recyclé en tête au niveau de la cuve de mélange rapide.

Selon le constructeur, emprise au sol 5 fois plus faible que celle des décanteurs lamellaires classiques jusqu'à 20 fois plus faible que celle des clarificateurs conventionnels (classiques).

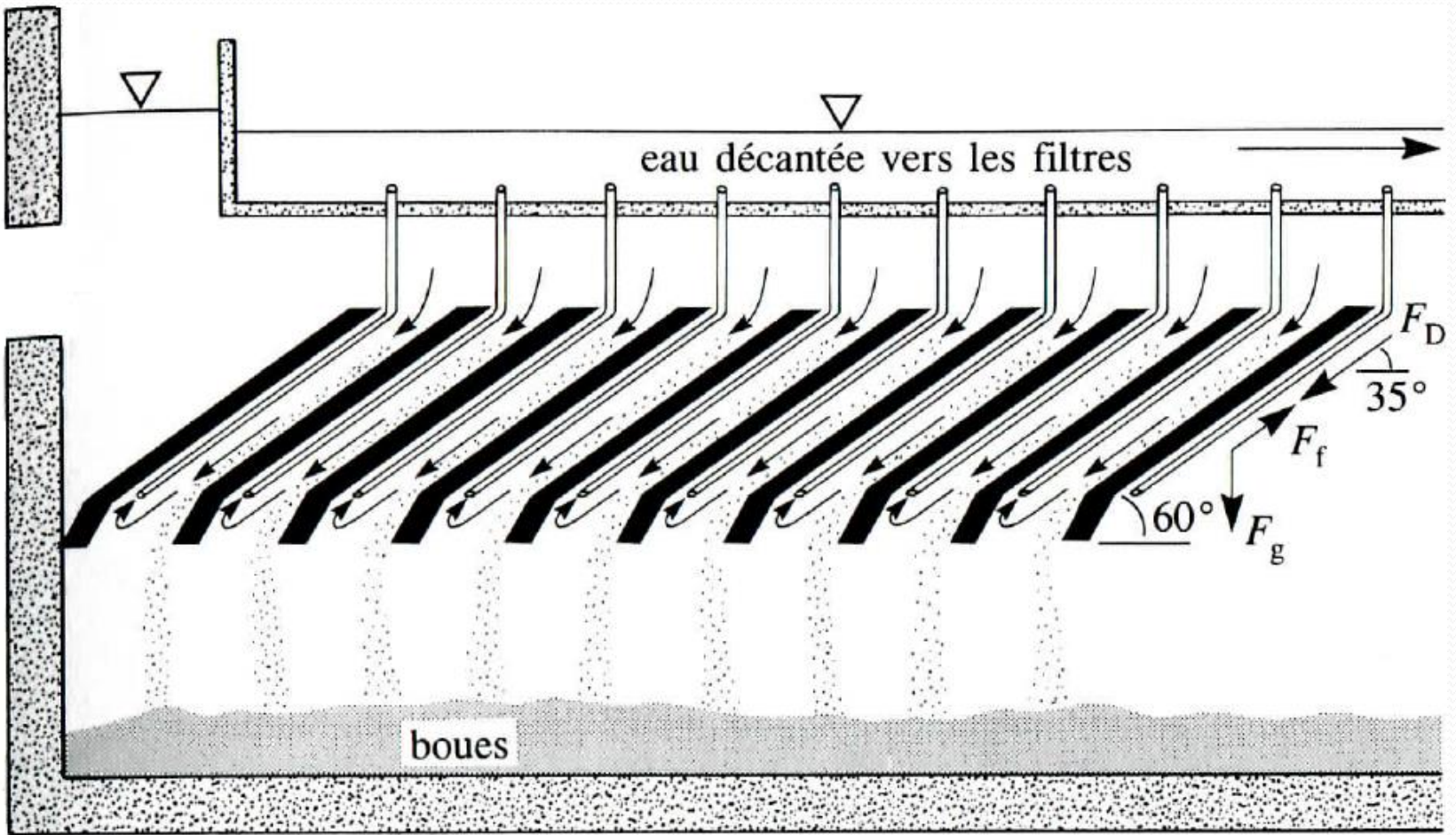
Ce procédé présente donc, les avantages suivants :

- une extrême compacité de l'ouvrage liée au faible temps de floculation et aux vitesses de décantation très importantes (emprise au sol 20 fois plus faible que les décanteurs conventionnels, et 5 fois que les lamellaires classiques),
- une qualité d'eau décantée caractérisé par une excellente stabilité même dans les cas traditionnellement défavorables d'eaux très chargées ou très peu chargées (élimination des MES > 90%),
- une grande souplesse de fonctionnement dans la mise en route et l'arrêt ainsi que dans la variation du débit appliqué.

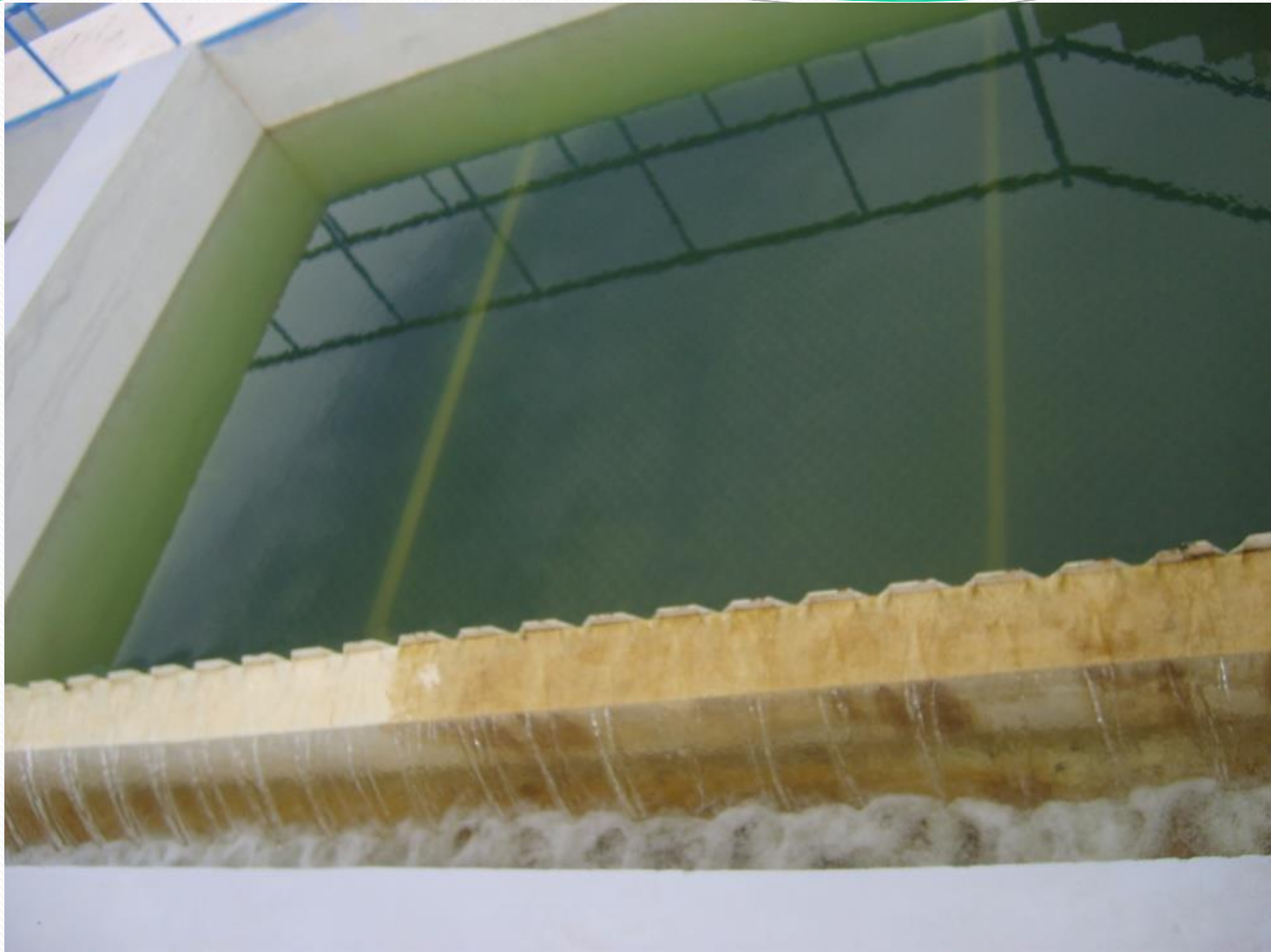


Il est donc recommandé par le constructeur pour :

- la clarification des eaux de surface,
- la production d'eaux de process,
- le traitement des eaux usées,
- la décantation des eaux pluviales.



Décanteur à lamelles



Décanteur à lamelles de la station de Sikkak

À retenir

- Dimensionnement décanteur idéal

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

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

- Si décanteur lamellaire

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

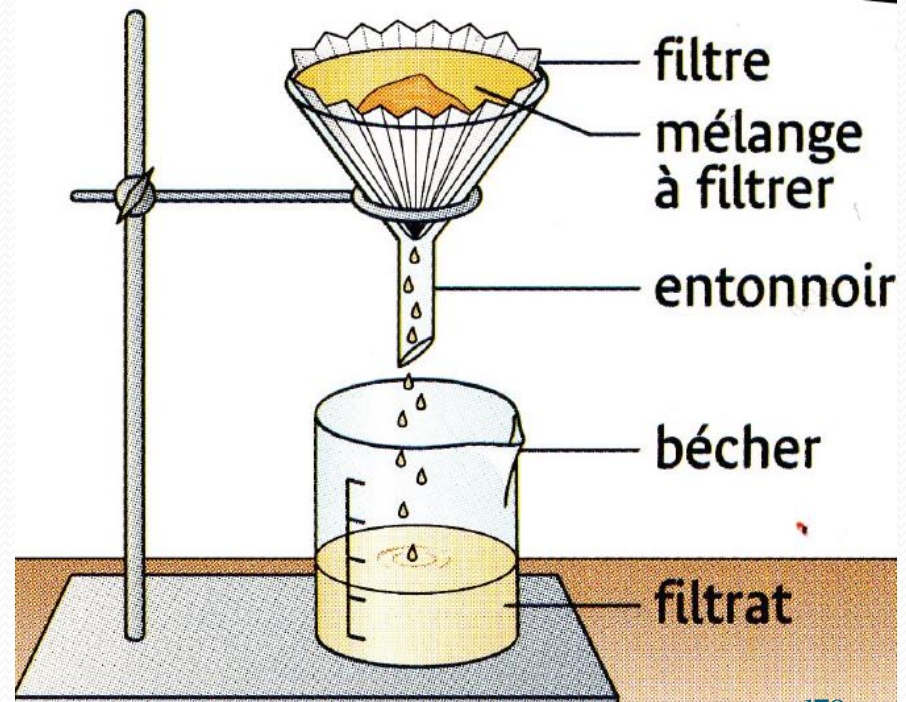
III.3- FILTRATION

III.3.1 Généralités

III.3.1.1 Buts de la filtration

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

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



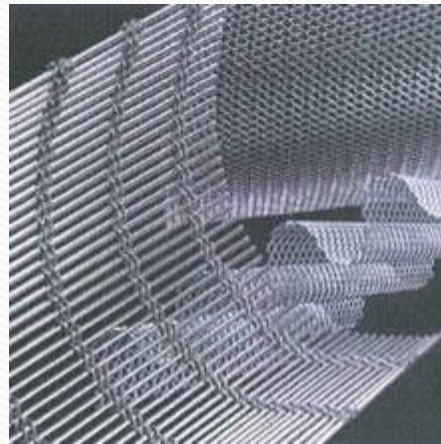
III.3.1.2 Matériaux des filtres

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

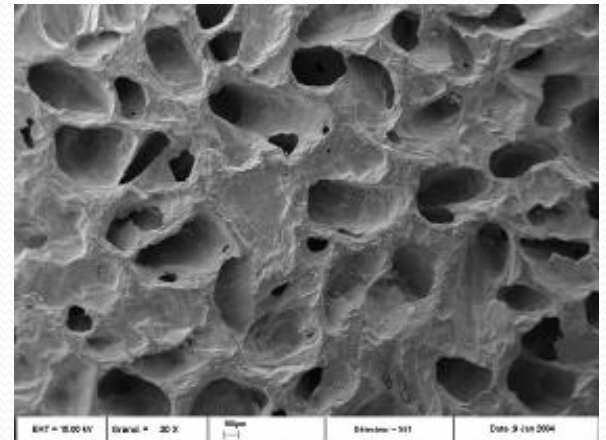
- a) Des tissus de fibres, des toiles métalliques ou des pierres poreuses à interstices très fins. Ces matériaux retiennent les solides en surface; on les utilise rarement pour traiter des quantités d'eau importantes.



Tissus en fibres de carbone



Toiles métalliques



Pierres poreuses

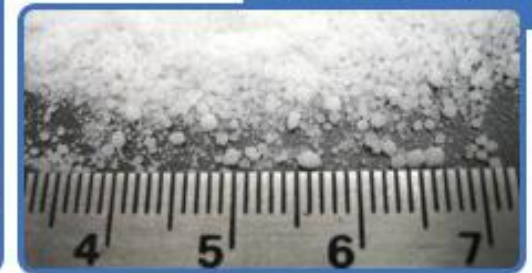
b) Des granules libres qui n'adhèrent pas les unes aux autres. Ces matériaux sont insolubles et inattaquables par le liquide filtré ou par les solides qui s'y déposent.

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

Distribution Granulométrique



Taille De Granulés



Angle D'éboulement



Humidité (teneur en eau)

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



L'anhracite : combustible solide fossile le plus propre le plus dur et le plus estimé des charbons.

Sable



L'ilménite : un minéral accessoire commun dans les roches magmatiques basiques

III.3.1.3 Types de filtration

Pour le traitement des eaux potables, on utilise principalement:

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

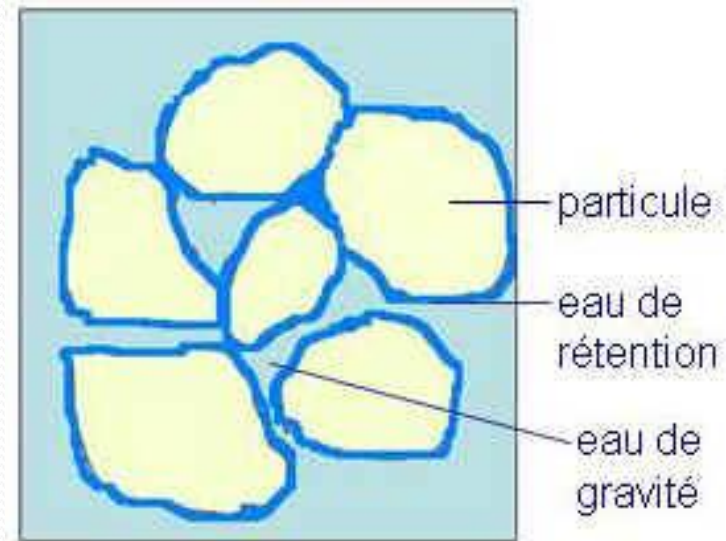
En pratique, la filtration rapide sur sable est la plus utilisée. En ce qui concerne la filtration lente sur sable, de construction et de fonctionnement simples, nécessite de grandes superficies; c'est pourquoi on les utilise surtout dans les pays où le climat est moins rigoureux, et lorsqu'on n'est pas limité par l'espace.

III.3.2 Caractéristiques des matériaux Filtrants

Les principales caractéristiques d'un matériau filtrant sont :

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

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



a) Diamètre effectif et coefficient d'uniformité

Le diamètre effectif, D_E et le coefficient d'uniformité C_u , sont deux caractéristiques granulométriques importantes d'un matériau filtrant. Le diamètre effectif correspond à la grosseur des mailles du tamis qui laissent passer 10 % de la masse de l'échantillon. Ainsi, si on connaît D_E , on sait que 90 % (en masse) des grains de l'échantillon ont un diamètre supérieur à D_E . Le coefficient d'uniformité est le rapport entre le diamètre qui laisse passer 60 % des particules et celui qui en laisse passer 10 %, soit D_{60}/D_{10} .

Pour déterminer D_E et C_u , on doit passer par une étude granulométrique du matériau filtrant préalablement débarrassée de toute humidité.

Principe de la granulométrie : on place cet échantillon sur une série de tamis dont les mailles sont de plus en plus petites. Pour favoriser le tamisage, on fait vibrer la série de tamis, on évite cependant les vibrations violentes lorsque les grains du matériau filtrant sont friables.

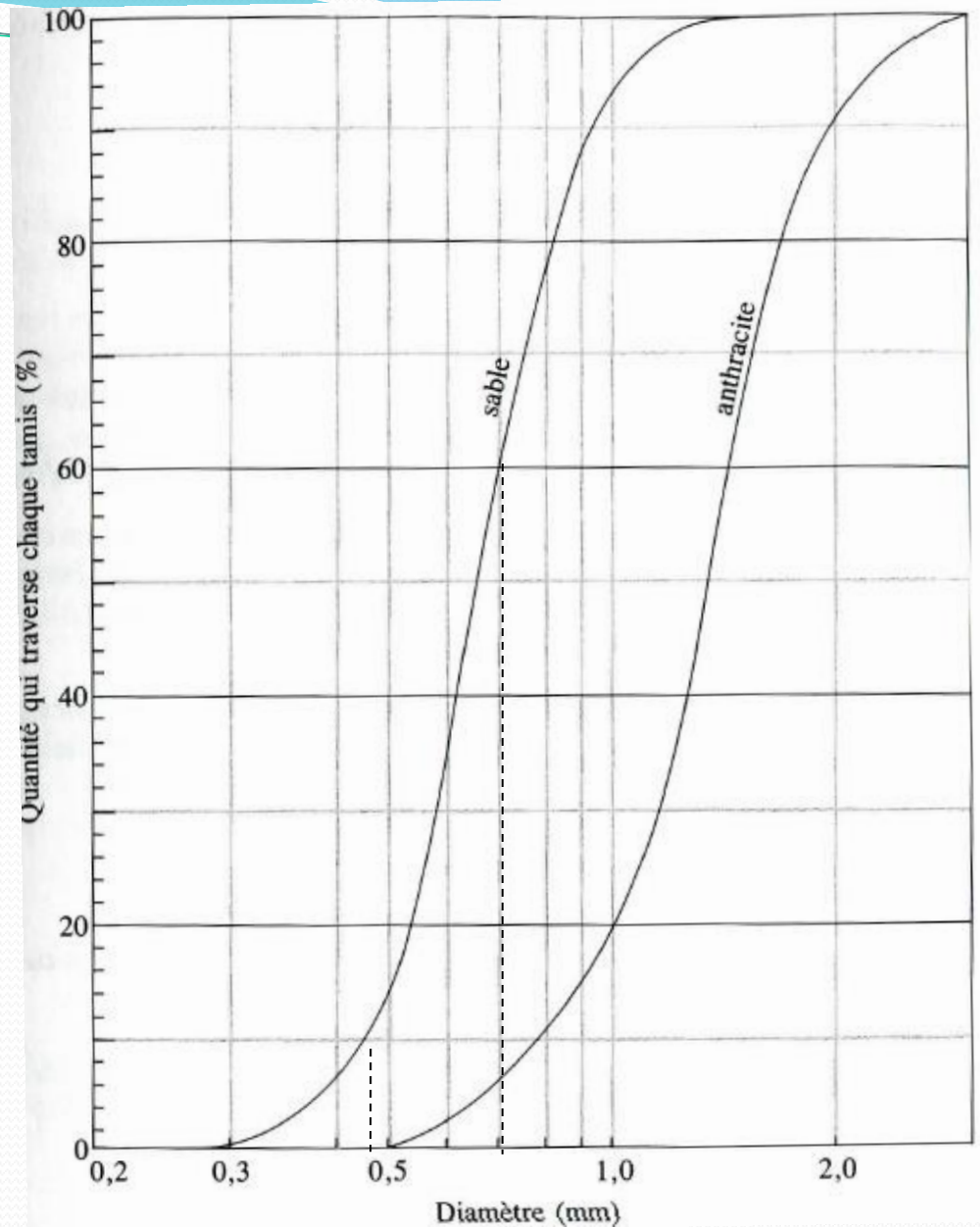


On pèse ensuite la quantité de matériau filtrant retenue par chaque tamis, on en déduit ainsi le pourcentage de l'échantillon qui traverse chaque tamis, donc le pourcentage des grains dont le diamètre est inférieur au diamètre des mailles du tamis.

On trace ensuite, sur papier semi-logarithmique, la variation du pourcentage de l'échantillon dont les grains ont un diamètre inférieur à D (échelle arithmétique) en fonction du diamètre D (échelle logarithmique).

En utilisant la courbe ainsi obtenue, on peut alors estimer le diamètre effectif D_E et le coefficient d'uniformité C_u , du matériau filtrant mis à l'épreuve.

Courbes granulométriques présentées ci-après, à partir desquelles on peut calculer le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité du sable ($D_E = 0,45$ mm et $C_u = 1,55$) et de l'anhracite ($D_E = 0,80$ mm et $C_u = 1.83$).



b) Densité relative du sable

On peut calculer expérimentalement la densité relative du sable, γ_s en divisant sa masse par celle de l'eau qu'il déplace. On procède de la façon suivante:

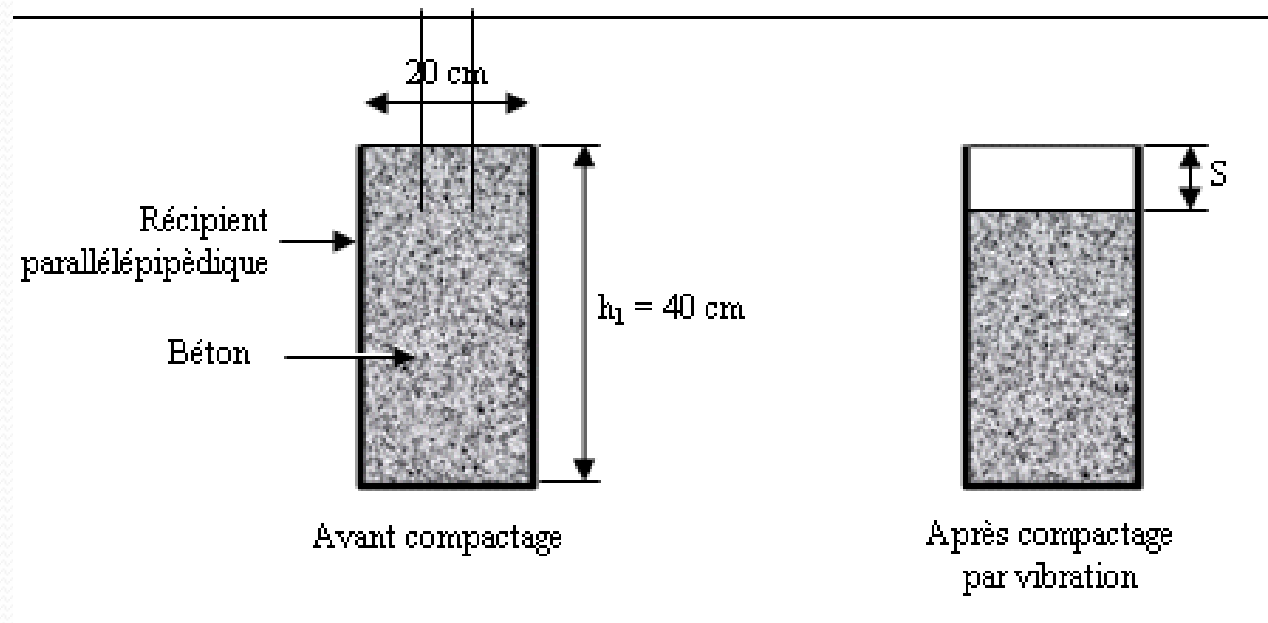
- a) on pèse un certain volume d'eau (on obtient m_e);
- b) on pèse le sable sec (on obtient m_s);
- c) on ajoute le sable à l'eau (l'eau déplacée déborde du récipient);
- d) on pèse le mélange d'eau et de sable (on obtient m_{es}).

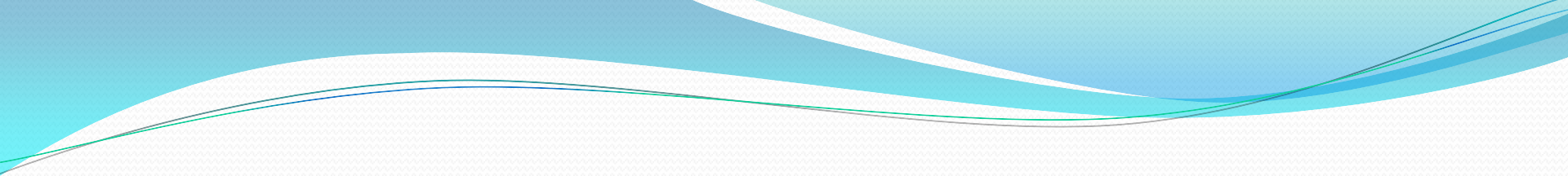
On peut ainsi écrire :

$$\gamma_s = \frac{\text{masse du sable}}{\text{masse de l'eau déplacée}} = \frac{m_s}{m_e + m_s - m_{es}} \quad (\text{III.29})$$

Masse unitaire sèche

La masse unitaire sèche, ρ_u est la masse de matériau filtrant par unité de volume, masse qui varie en fonction du degré de compactage du matériau. Ainsi, on peut mesurer la masse unitaire sèche minimale ou la masse unitaire sèche maximale.





Pour mesurer la masse unitaire sèche minimale, on verse le sable, dans un récipient de volume et de masse connus, selon une technique qui permet d'éviter tout compactage. On pèse ensuite le récipient plein pour déterminer la masse de sable par unité de volume.

Pour mesurer la masse unitaire sèche maximale, on fait vibrer le récipient pour obtenir un compactage maximal du sable, puis on pèse le récipient plein pour déterminer la masse de sable par unité de volume.

Porosité

On calcule la porosité, e , d'un matériau en divisant le volume des vides dans ce matériau par le volume total du matériau.

Sachant que

B_S = volume des solides

B_V = volume des vides

B_T = volume total du matériau

ρ_u = masse unitaire sèche du matériau

γ_s = densité relative du sable

on peut écrire

$$e = \frac{B_V}{B_T} \quad (\text{III.30})$$

En supposant un volume total unitaire ($B_T = 1$), on peut aussi écrire

$$\rho_U = B_S \cdot \gamma_S \cdot \rho \quad (\text{III.31})$$

En combinant les équations III.29, III.30, III.31, on obtient

$$e = 1 - \frac{\rho_U}{\gamma_S \cdot \rho} \quad (\text{III.32})$$

En utilisant la masse unitaire sèche maximale, on trouve la porosité minimale, et en utilisant la masse unitaire sèche minimale, on trouve la porosité maximale.

On peut mesurer la porosité dans un cylindre de verre ou de plastique, de diamètre intérieur D , dans lequel on verse une hauteur h ; de milieu filtrant. On obtient la valeur de la porosité de la façon décrite ci-dessous.

On sait que

$$1 = \frac{B_V}{B_T} + \frac{B_S}{B_T} = e + \frac{B_S}{B_T} \quad (\text{III.33})$$

Et que

$$B_S = \frac{m}{\gamma_S \rho} \quad (\text{III.34})$$

où m = masse de matériau sec dans la colonne (kg)

ρ = masse volumique de l'eau (kg/m³)

Or

$$B_T = \frac{\pi D^2 h}{4} \quad (\text{III.35})$$

Par conséquent, en remplaçant, dans l'équation III.33, B_S et B_T (équations III.34 et III.35) par leurs valeurs, on obtient

$$1 = e + \frac{m}{\gamma_s \rho} \cdot \frac{4}{\pi D^2 h} \quad (\text{III.36})$$

Soit

$$e = 1 - \frac{4m}{\gamma_s \rho \pi D^2 h} \quad (\text{III.37})$$

III.3.3- Considérations techniques

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

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

III.3.3.1. Conditions de service

a) Cycles

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

- le volume filtré ou le temps de cycle (par exemple : 8 h, 24 h, 48 h) ;
- la turbidité, contrôlable par un capteur turbidimétrique, voire par un compteur de particules.

b) Remise en service

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

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

Batterie filtrante



III.3.3.2- Équations de base pour l'écoulement de l'eau dans un filtre à sable

La perte de charge à travers un milieu filtrant est une caractéristique importante de la filtration. De l'ordre de 0,5 à 0,75 m lorsque le filtre est propre, elle augmente au fur et à mesure que le filtre s'encrasse. L'équation de Carman-Kozeny ou l'équation de Rose permettent de calculer la perte de charge dans un filtre propre lorsque l'écoulement a lieu par gravité. Nous considérerons ici trois cas différents, selon que le milieu filtrant est :

- a) composé de particules de même diamètre;
- b) homogène et composé de particules de diamètres variés;
- c) stratifié.

Il sera question ensuite d'étudier les conditions d'écoulement de l'eau dans un filtre lorsque l'écoulement a lieu vers le haut, situation qu'on retrouve lors du lavage du filtre.

a) Équation de Carman-Kozeny

En supposant que le processus de filtration est semblable à l'écoulement d'un fluide à travers d'innombrables petits tubes verticaux, on peut calculer la perte de charge due au frottement à l'aide de l'équation de Darcy-Weisbach, comme suit :

$$H_L = f \frac{LV^2}{D2g} \quad (\text{III.38})$$

Où:

H_L : perte de charge à travers un tube de longueur L

V : vitesse moyenne d'écoulement du liquide dans le tube

D : diamètre du tube

f : coefficient de friction

g : accélération due à la pesanteur

Puisqu'il est impossible de déterminer le diamètre D , on le remplace par une expression dans laquelle il est fonction du rayon hydraulique. Par définition, le rayon hydraulique (R_h) est

$$R_h = \frac{\textit{section d'écoulement}}{\textit{périmètre mouillé}} = \frac{A}{PM}$$

Or, pour un tube, $A = \pi D^2/4$ et $PM = \pi D$.

Donc :

$$R_h = \frac{D}{4}$$

Soit :

$$D = 4R_h$$

En remplaçant D par cette valeur dans l'équation (III.38), on obtient :

$$H_L = f \frac{L}{4R_h} \cdot \frac{V^2}{2g} \quad (\text{III.39})$$

De plus, en multipliant R_h par L/L , on trouve que

$$R_h = \frac{A}{PM} \cdot \frac{L}{L} = \frac{\text{volume du liquide}}{\text{surface mouillée}} \quad (\text{III.40})$$

Or, puisque le volume du liquide est égal au volume des vides, on peut écrire

$$\text{Volume du liquide} = \text{volume total} \cdot \text{porosité}$$

Soit

$$\text{Volume du liquide} = B_T \cdot e = \frac{bN}{1 - e} \cdot e \quad (\text{III.41})$$

où

B : volume d'une particule

N : nombre de particules

Par ailleurs, on sait que

$$\text{Surface mouillée} = A_S = N \cdot a \quad (\text{III.42})$$

où

a : surface d'une particule

A_S : surface de l'ensemble des particules

En remplaçant, dans l'équation (III.40), le volume du liquide (III.41) et la surface mouillée (III.42) par leurs valeurs, on obtient

$$R_h = \frac{b}{a} \cdot \frac{e}{1 - e} \quad (\text{III.43})$$

i. Lorsque le milieu filtrant est composé de particules sphériques de même diamètre d , on peut écrire

$$b = \frac{\pi d^3}{6} \quad (\text{III.44})$$

Et

$$a = \pi d^2 \quad (\text{III.45})$$

D'où

$$\frac{b}{a} = \frac{d}{6} \quad (\text{III.46})$$

Par contre, lorsque le milieu filtrant est composé de particules non sphériques, il faut introduire un facteur de forme, ϕ , sans dimension; on a alors

$$\frac{b}{a} = \phi \frac{d}{6} \quad (\text{III.47})$$

Il est par ailleurs facile de montrer que

$$\frac{b}{a} = \frac{B_s}{A_s} \quad (\text{III.48})$$

En remplaçant, dans l'équation (III.43), b/a par cette valeur, on obtient

$$R_h = \frac{e}{1 - e} \phi \frac{d}{6} \quad (\text{III.49})$$

On calcule la charge superficielle, U , qui s'exerce sur un filtre à l'aide de l'équation de continuité

$$U = \frac{Q}{A_f} \quad (\text{III.50})$$

où A_f est la surface totale du filtre et Q . le débit.

Lorsque le liquide pénètre dans le milieu filtrant, sa surface d'écoulement est réduite, à cause de la présence des particules. Il s'ensuit que la vitesse d'écoulement du liquide dans le filtre augmente; elle devient

$$V = \frac{U}{e} \quad (\text{III.51})$$

En remplaçant, dans l'équation (III.39), R_h et V par leurs valeurs (III.49) et (III.51), on obtient l'équation de Carman-Kozeny

$$H_L = f_1 \frac{L}{\phi d} \cdot \frac{1 - e}{e^3} \cdot \frac{U^2}{g} \quad (\text{III.52})$$

dans laquelle le facteur sans dimension f_1 , est obtenu à l'aide de la formule empirique suivante :

$$f_1 = 150 \frac{l - e}{R_c} + 1,75 \quad (\text{III.53})$$

Où

$$R_c = \frac{\phi U d}{\nu} \quad (\text{III.54})$$

ii. Lorsque le milieu filtrant est homogène et composé de particules de diamètres variés, on remplace, dans l'équation (III.52), le diamètre des particules par $6B_S/\phi A_S$ (III.47). On obtient alors

$$H_L = f_1 \frac{L}{6} \cdot \frac{1 - e}{e^3} \cdot \frac{U^2}{g} \left(\frac{A_S}{B_S} \right) \quad (\text{III.55})$$

Le facteur de forme est éliminé, ce qui est logique, puisque le rapport A_S/B_S est valable pour n'importe quelle forme de particules. cependant. A_S représente ici la surface totale des particules contenues dans le milieu et B_S , le volume de l'ensemble des particules. La valeur de A_S étant difficile à mesurer, on évalue plutôt le rapport A_S/B_S de la façon suivante :

$$\frac{A_S}{B_S} = \frac{6}{\phi} \int_{x=0}^{x=1} \frac{dx}{d} \quad (\text{III.56})$$

Où dx est la fraction des particules de diamètre d .

Puisqu'on connaît, par tamisage, les caractéristiques granulométriques du milieu filtrant, on peut écrire

$$\frac{A_s}{B_s} = \frac{6}{\phi} \sum \frac{x}{d^*} \quad (\text{III.57})$$

Où

x : fraction (en masse) des particules retenues entre deux tamis consécutifs

d^* : diamètre géométrique moyen des mailles de ces deux tamis
 $(d_1/d_2)^{1/2}$

iii. Après de nombreux lavages, le milieu filtrant peut être stratifié, les particules fines s'accumulant sur le dessus et les grosses particules se concentrant au fond du filtre (toutes les particules ont la même masse volumique).

En supposant que la porosité est constante dans le milieu et que le facteur de forme ϕ est le même pour toutes les particules, on obtient, en dérivant l'équation III.52,

$$\frac{dH_L}{dL} = \frac{1}{\phi} \cdot \frac{1 - e}{e^3} \cdot \frac{U^2}{g} \cdot \frac{f_1}{d} \quad (\text{III.58})$$

Seules les valeurs de f_1 , et de d sont variables (f_1 , est fonction de R_e , qui est fonction de d). L'équation suivante permet de calculer la perte de charge pour toute l'épaisseur du milieu:

$$H_L = \int_0^L dH_L = \frac{1}{\phi} \cdot \frac{1 - e}{e^3} \cdot \frac{U^2}{g} \cdot \int_0^L \frac{f_1}{d} dL \quad (\text{III.59})$$

Or, $dL = Ldx$, dx étant la fraction des particules de diamètre d .
L'équation III.59 devient donc

$$H_L = KL \int_{x=0}^{x=1} f_1 \frac{dx}{d} \quad (\text{III.60})$$

À partir des caractéristiques granulométriques du milieu, obtenues par tamisage, on peut écrire

$$H_L = KL \sum f_1 \frac{x}{d^*} \quad (\text{III.61})$$

Où

$$K = \frac{1}{\phi} \cdot \frac{1 - e}{e^3} \cdot \frac{U^2}{g} \quad (\text{III.62})$$

b) Equation de Rosé

Cette équation, établie expérimentalement, fait intervenir le coefficient de traînée, C_D , applicable aux particules sphériques. Lorsque le milieu filtrant est composé de particules de même diamètre, on a

$$H_L = \frac{1,067}{\phi} \frac{C_D}{g} L \frac{U^2}{e^4} \frac{1}{d} \quad (\text{III.63})$$

Pour un nombre de Reynolds, N_R , compris entre 1 et 10^4 , le coefficient de traînée est

$$C_D = \frac{24}{N_R} + \frac{3}{\sqrt{N_R}} + 0,34 \quad (\text{III.64})$$

Lorsque $N_R \leq 1$, on peut estimer C_D en ne recourant qu'au premier terme de l'équation III.64 ; ainsi

$$C_D = \frac{24}{N_R} \quad (\text{III.65})$$

Rappelons qu'on calcule le nombre de Reynolds à l'aide de la formule suivante :

$$N_R = \frac{\rho U d}{\eta} \quad (\text{III.66})$$

Lorsque le milieu filtrant est homogène et composé de particules de diamètres variés, on a

$$H_L = \frac{1,067}{\phi} \frac{C_D}{g} L \frac{U^2}{e^4} \sum \frac{x}{d^*} \quad (\text{III.67})$$

et, lorsque le milieu filtrant est stratifié

$$H_L = \frac{1,067}{\phi} \frac{L}{g} \frac{U^2}{e^4} \sum \frac{C_D x}{d^*} \quad (\text{III.68})$$

Le facteur de forme ϕ est difficile à mesurer, étant donné qu'il varie d'une particule de sable à l'autre; il faut, par conséquent, utiliser une valeur qui soit représentative du milieu entier. On estime donc ce facteur ϕ expérimentalement.

Toutefois, pour un même matériau filtrant, sa valeur peut être différente selon la formule employée.

Ainsi, Carman-Kozeny a trouvé : pour le charbon pulvérisé, $\phi = 0,73$; pour le sable Ottawa, $\phi = 0,95$; pour le sable Iowa (anguleux), $\phi = 0,73$.

Rosé, quant à lui, propose dans un de ses articles : pour le charbon pulvérisé, $\phi = 0,60$; pour le sable Ottawa, $\phi = 0,80$; pour le sable Iowa (anguleux), $\phi = 0,70$

e) Écoulement vers le haut à travers un milieu granuleux

Pour laver un filtre, on inverse le sens de l'écoulement. Lorsque la vitesse ascendante atteint une valeur critique, V_c , les particules sont soulevées ; elles ne sont plus en contact les unes avec les autres et elles adoptent une position d'équilibre pour laquelle leur masse dans le liquide est égale à la force de traînée exercée par celui-ci. On dit que le milieu est fluidisé.

L'écoulement devient en général turbulent (avec les matériaux granuleux usuels utilisés pour une filtration rapide), la position des particules n'est plus stable et une forte agitation entraîne les chocs des particules entre elles, ce qui favorise le détachement des saletés retenues sur les particules au cours de la filtration.



Milieu fluidisé

À cette micro-agitation s'ajoute souvent une macro-turbulence qui provoque de forts mouvements de bascule dans le milieu. Ces mouvements ont probablement tendance à brasser le milieu, ce qui brise la stratification qu'on croit exister dans des milieux ainsi lavés. Toutefois, les critères théoriques qui définissent ces phénomènes ont été peu étudiés. Rappelons simplement que, bien qu'il soit logique de supposer qu'il y ait stratification d'un milieu après plusieurs lavages, ce n'est pas nécessairement le cas.



On peut calculer le degré d'expansion d'un milieu filtrant composé de particules de même diamètre. Pour cela, on considère un filtre dont le matériau filtrant a une épaisseur L et dont le fond est séparé de la crête des goulottes par une hauteur h . La pression hydrostatique au fond du filtre est de $\rho_L h$. Lorsque l'écoulement a lieu vers le haut, avec une charge superficielle U_L , le matériau filtrant prend de l'expansion et occupe une épaisseur L_e . On a alors une suspension d'eau et de sable d'épaisseur L_e , surmontée d'une quantité d'eau d'épaisseur $(h - L_e)$. Le mélange eau-sablé ayant une masse volumique supérieure à celle de l'eau, la pression hydrostatique au fond du lit est supérieure à $\rho_L h$. L'augmentation de pression est égale à $h_L \cdot \rho_L$. h_L étant la perte de charge dans le filtre.

On peut donc écrire

$$h_L \rho_L = (\rho_S - \rho_L) (1 - e_c) L_c \quad (\text{III.69})$$

Où e_c est la porosité du milieu en expansion.

On a donc

$$h_L = (\gamma_S - 1) (1 - e_c) L_c \quad (\text{III.70})$$

Puisque le volume des solides est conservé, on a

$$L_c (1 - e_c) = L (1 - e) \quad (\text{III.71})$$

Où e est la porosité du milieu au repos.

On peut donc calculer h_L à l'aide de l'équation suivante:

$$h_L = (\gamma_s - 1) (1 - e) L \quad (\text{III.72})$$

On peut par ailleurs calculer l'épaisseur L_e du milieu en expansion à l'aide de l'équation (III.71) lorsqu'on connaît la porosité e_e . Selon Fair et Geyer, le degré d'expansion d'un milieu filtrant est fonction de la charge superficielle (ou vitesse ascendante de l'eau), U_L , et de la vitesse de chute des particules, V_p , ils ont donc proposé la formule empirique suivante:

$$e_e = \left(\frac{U_L}{V_p} \right)^{0.22} \quad (\text{III.73})$$

En combinant les équations III.71 et III.73, on obtient

$$L_c = \frac{L (1 - e)}{1 - \left(\frac{U_L}{V_P}\right)^{0.22}} \quad (\text{III.74})$$

On peut en outre calculer le degré d'expansion d'un milieu filtrant stratifié en modifiant les équations ci-dessus.

Puisque, dans un milieu stratifié, l'expansion commence en haut, pour les particules les plus fines, et s'étend vers le bas au fur et à mesure que le débit de l'eau de lavage augmente, le milieu est en expansion totale lorsque U_L atteint une valeur suffisante (la charge superficielle critique, U_c) pour fluidiser les plus grosses particules. On calcule la valeur de cette charge superficielle à l'aide de l'équation III.73.

on obtient

$$U_C = V_p e^{4.5} \quad (\text{III.75})$$

Avec cette équation, puisqu'on utilise la porosité initiale du milieu filtrant, on calcule la charge superficielle. U_c suffisante pour soulever les plus grosses particules. Cette charge est donc nécessairement suffisante pour soulever également les particules des strates supérieures. La porosité, e_c , est différente dans chacune des strates; elle dépend de la vitesse de chute des particules. On peut calculer l'épaisseur du milieu filtrant en expansion à l'aide de l'équation suivante:

$$L_c = L (1 - e) \sum \frac{x}{1 - e_c} \quad (\text{III.76})$$

III.3.4- Choix du mode de filtration

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

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

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

III.3.4.1- Filtration sur sable rapides

a) Principe

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



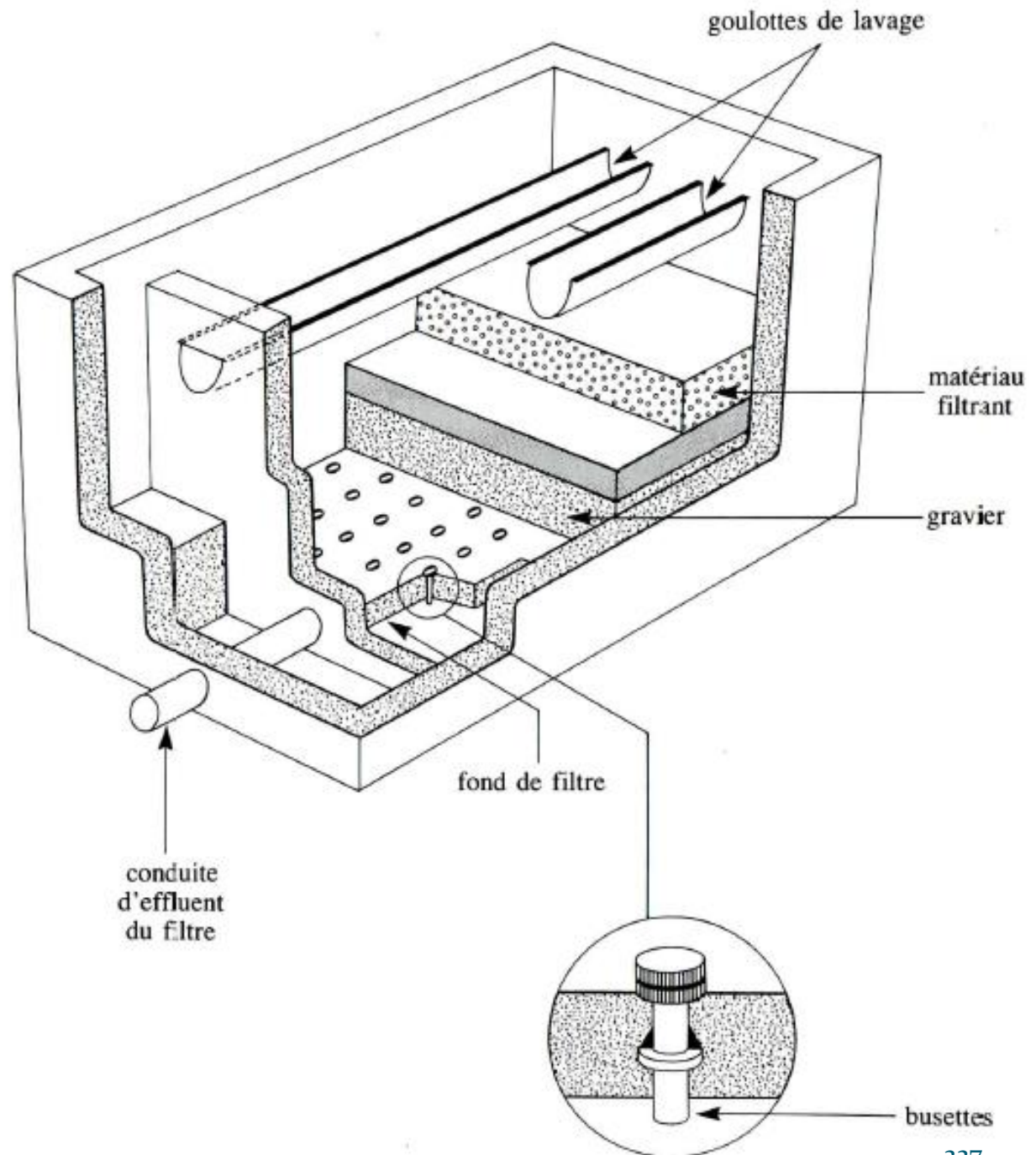
filtres à sable rapides
(écoulement gravitaire)
station de Sikkak.

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



b) Éléments d'un filtre

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



Busettes Degrémont pour lavage air et eau



Busette en matière métallique avec bague de scellement sur plancher.



Busette en matière plastique avec bague de fixation sur plancher métallique

Problème

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

Dalles béton fendues





Busettes PVC détériorées

Tritons



DÉROULEMENT DU CHANTIER



1. Enlèvement des dalles existantes
2. Démontage des poutrelles et des plats de soutènement
3. Coulage d'une dalle en béton allégé avec chenal central
4. Mise en place d'un plateau distributeur (alimentation eau & air de lavage et évacuation eau filtrée)
5. Installation, fixation et vérification de la planéité des Tritons™.



TESTS FINAUX



Test de bullage

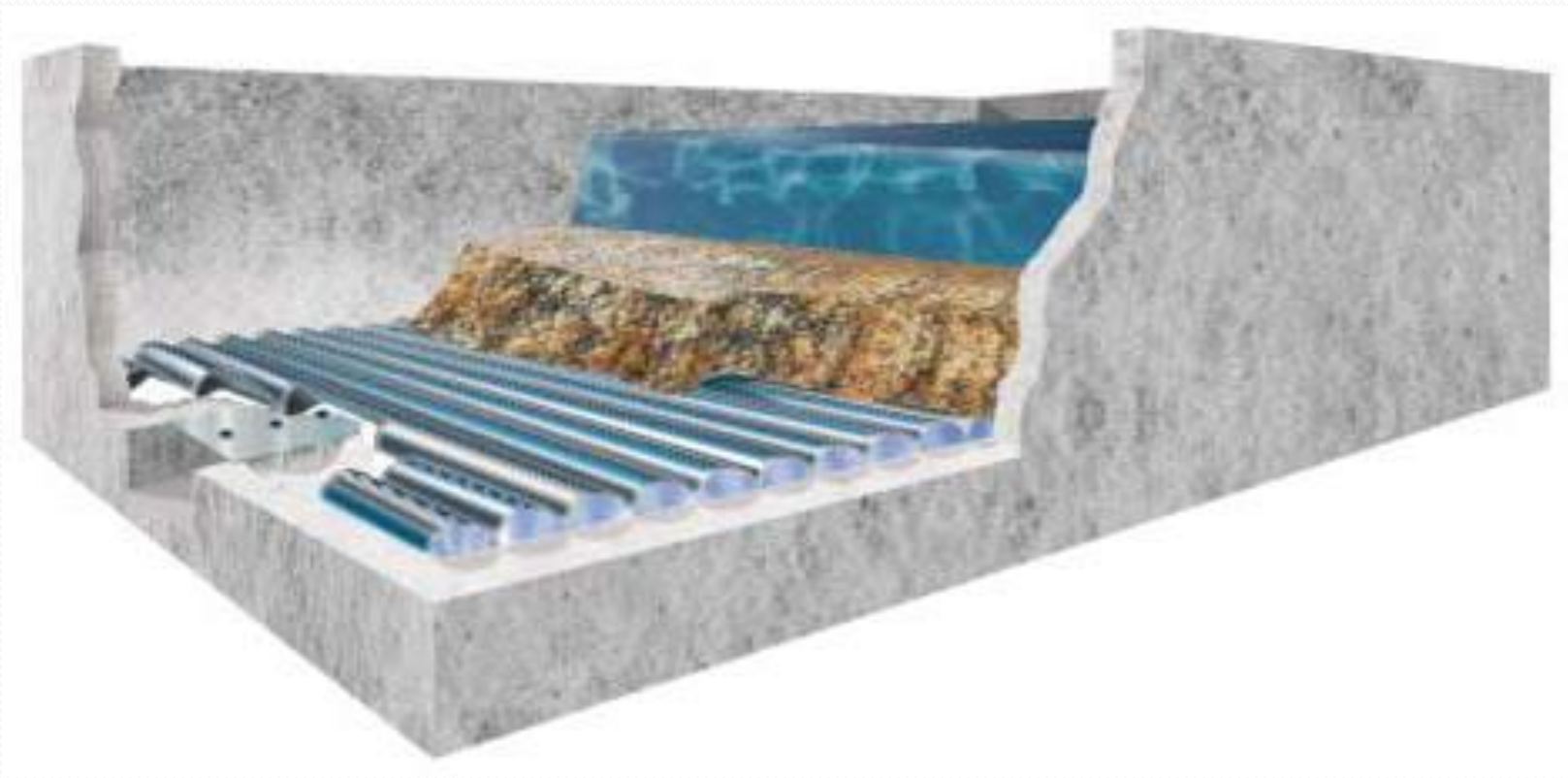
Les tests de bullage et de contre-lavage se sont avérés concluants, atteignant des valeurs nominales au-delà des objectifs fixés.

Chargement du sable



Tests de bullage avec Tritons™ recouverts de sable

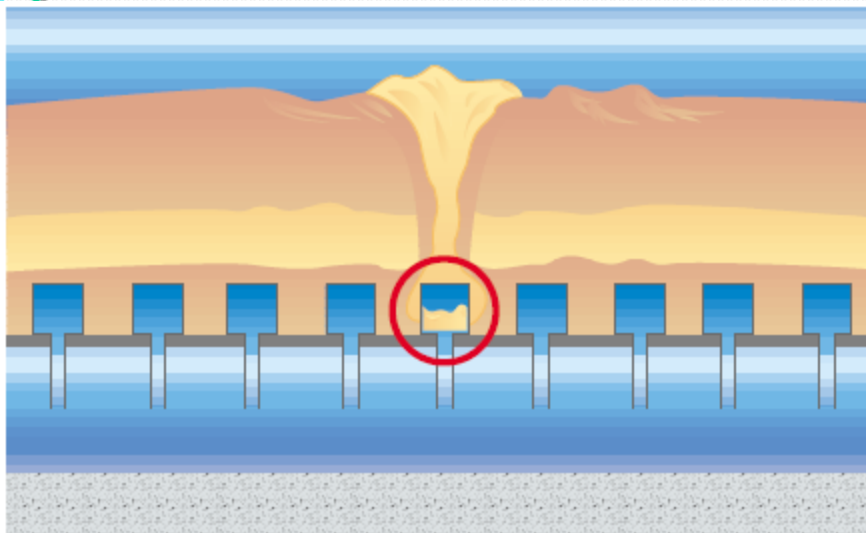




Bassin de filtration équipé de tritons

Les Tritons sont conçus pour apporter une réponse globale aux nombreuses difficultés posées par la filtration de l'eau potable. En satisfaisant ces exigences, ils offrent les avantages suivants :

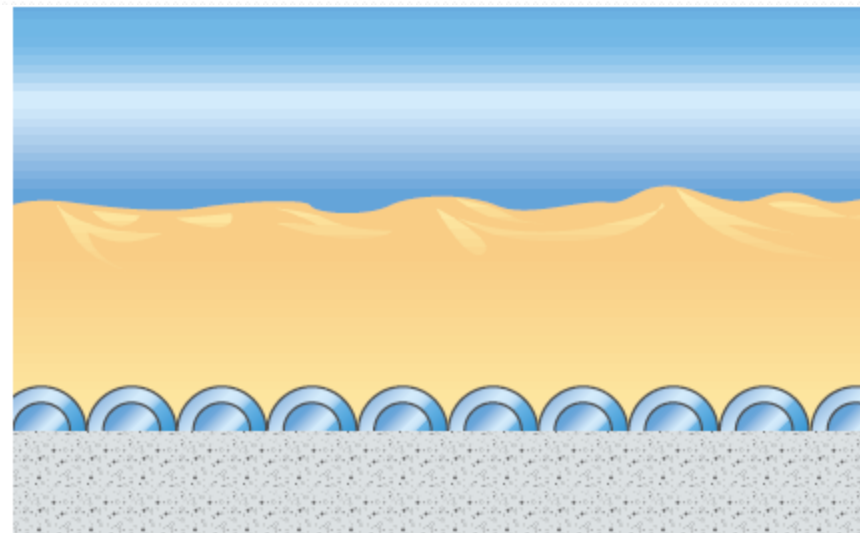
- surface idéale de filtration
- couverture très large du fond de filtre (optimisation du drainage)
- rétention directe du média filtrant et donc emploi d'un seul lit de granulométrie uniforme (charbon ou sable)
- seuils de filtration très fins (à partir de 150 microns) donc vaste choix de média filtrants
- lavage (air/eau) très efficace
- plusieurs couches de média filtrants peuvent être utilisées sans risques de perturbations.



Les filtres conventionnels nécessitent souvent l'utilisation d'une couche supplémentaire de gravier plus grossier.

Les perturbations lors du lavage entraînent souvent des dégâts importants.

La fragilité des équipements entraîne une maintenance coûteuse et contraignante.



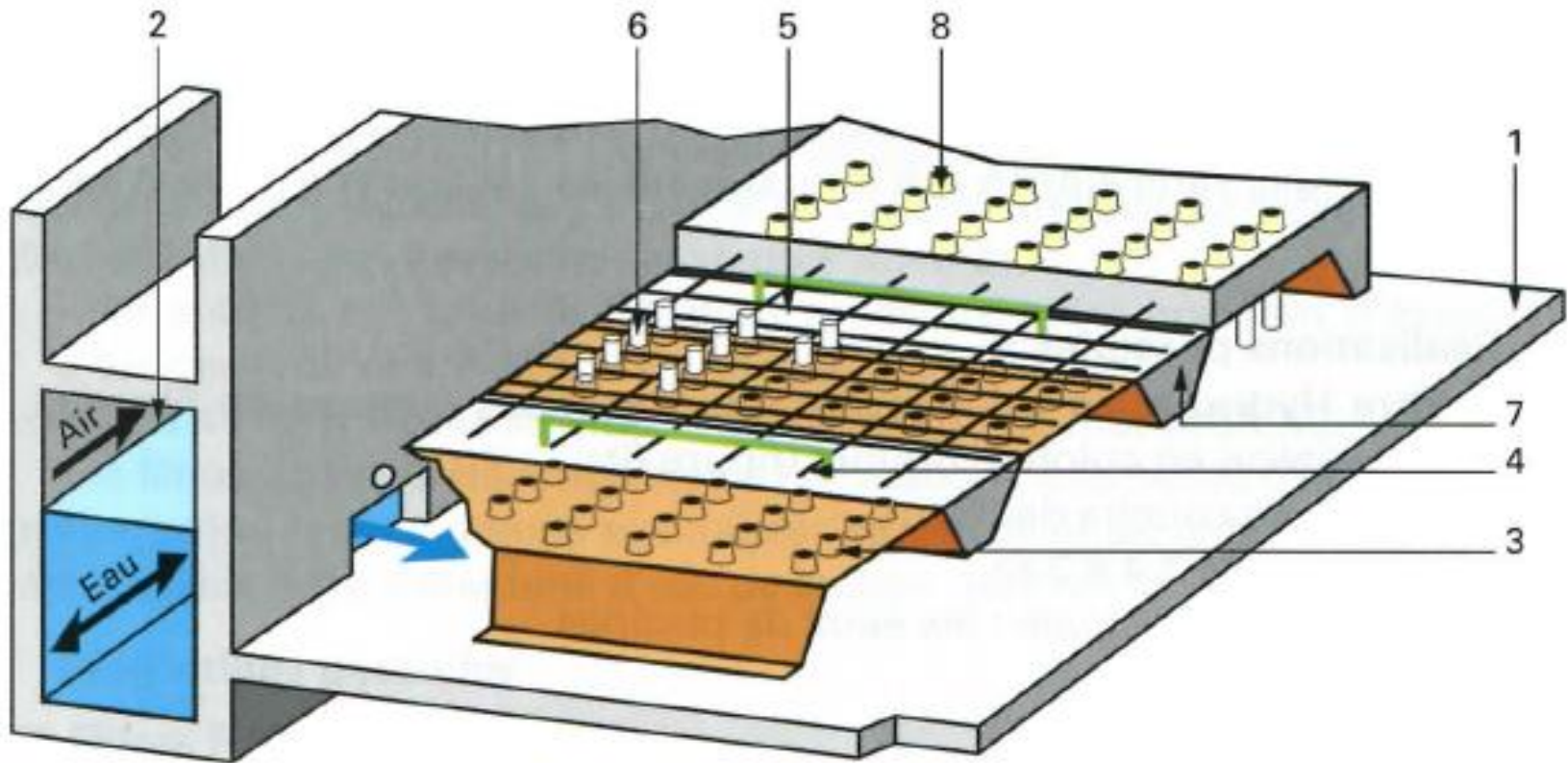
La simplicité et les performances de l'installation Triton

Fond de filtre

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

Il permet en outre:

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



1. Radier
2. Canal latéral

3. Coffrage perdu
4. Fer d'ancrage

5. Ferrailage
6. Bague encliquetable

7. Béton
8. Buselure

Plancher Azurfloor

Gravier de support

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

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

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

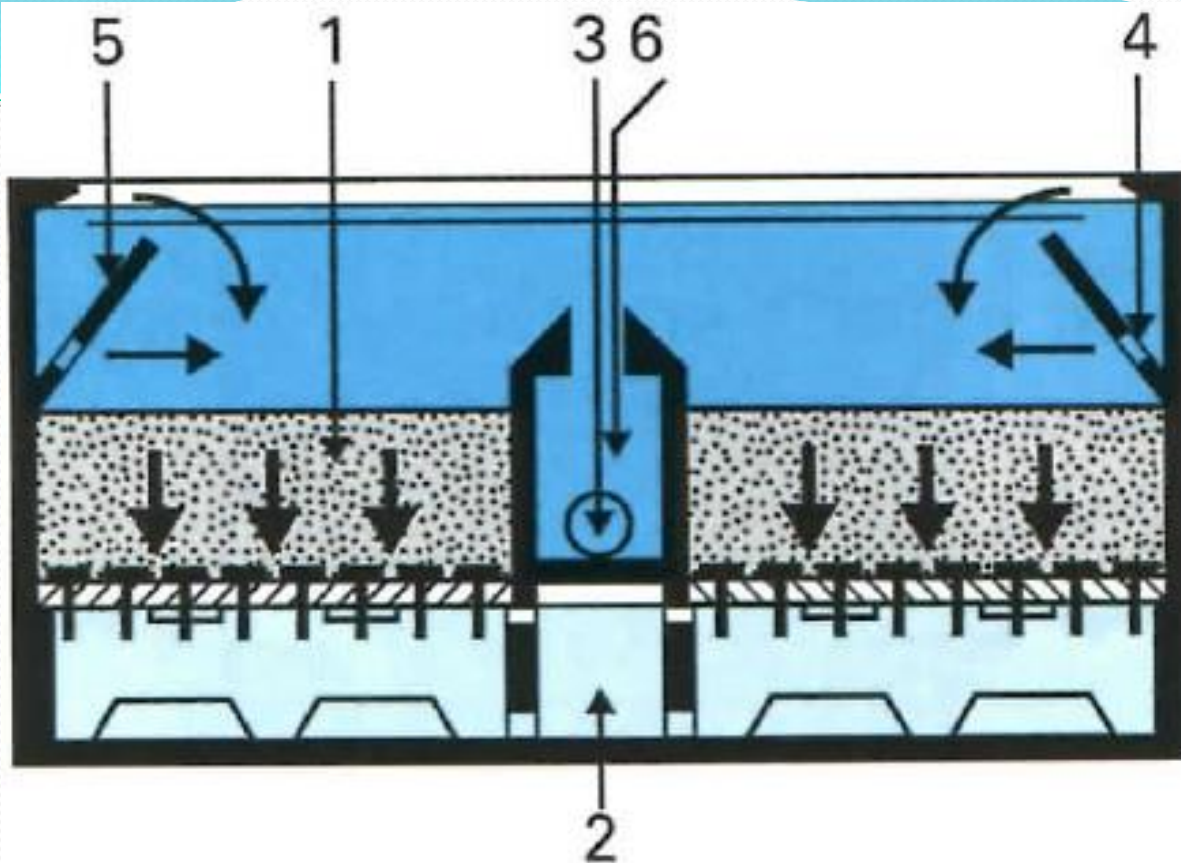
Milieu filtrant

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

c) Fonctionnement d'un filtre à sable rapide

un filtre à sable rapide est peu efficace lorsqu'il doit traiter une eau n'ayant pas bénéficié d'une coagulation et d'une floculation. Un tel filtre élimine en effet difficilement les particules non absorbées par le floc, et ce même s'il est constitué d'une épaisse couche de sable fin. Le floc contenu dans l'eau doit par ailleurs résister aux forces de cisaillement qui s'exercent dans le filtre, faute de quoi il se brise et pénètre plus profondément dans le milieu filtrant. En plus de la résistance du floc, les facteurs suivants peuvent affecter la qualité de l'eau filtrée:

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



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

Filtre Aquazur type V
(Degrémont).
Phase de filtration

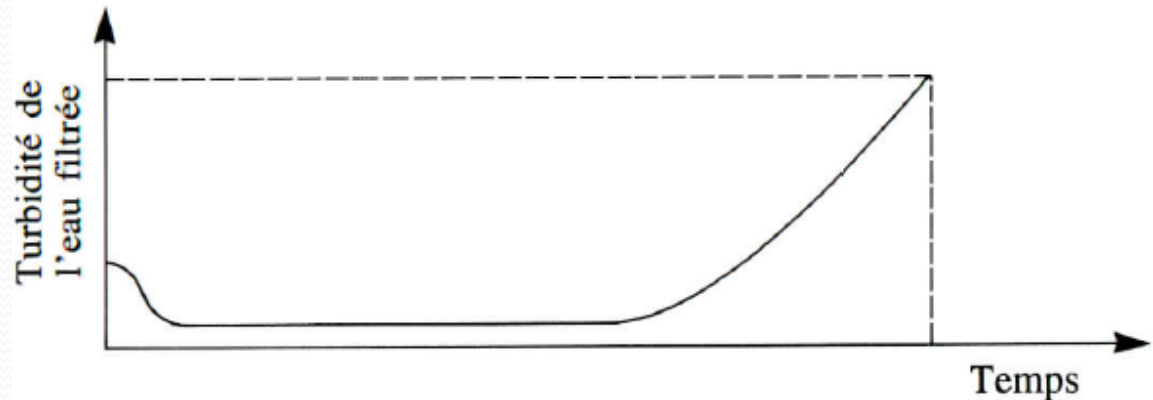
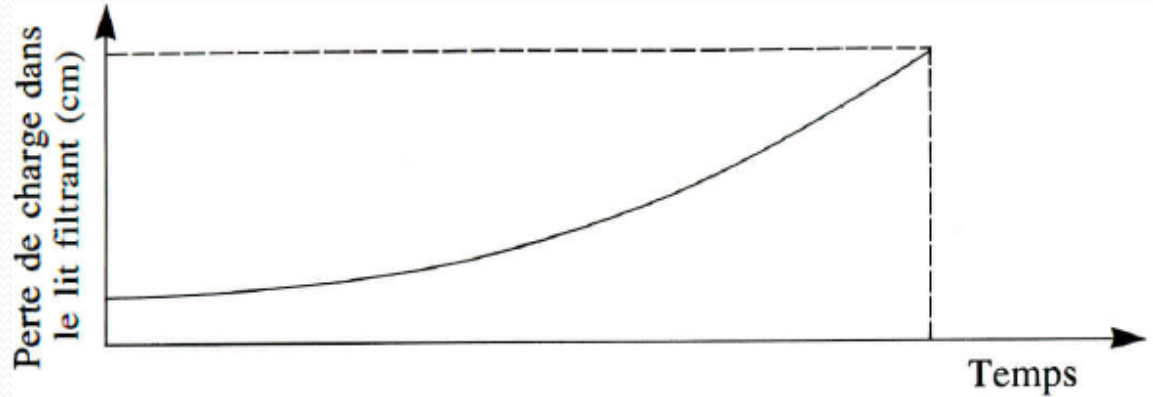
d) Variation de la turbidité et des pertes de charge

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

e) Optimisation de l'utilisation d'un filtre

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

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



f) Lavage des filtres

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

i. *Mécanisme de lavage*

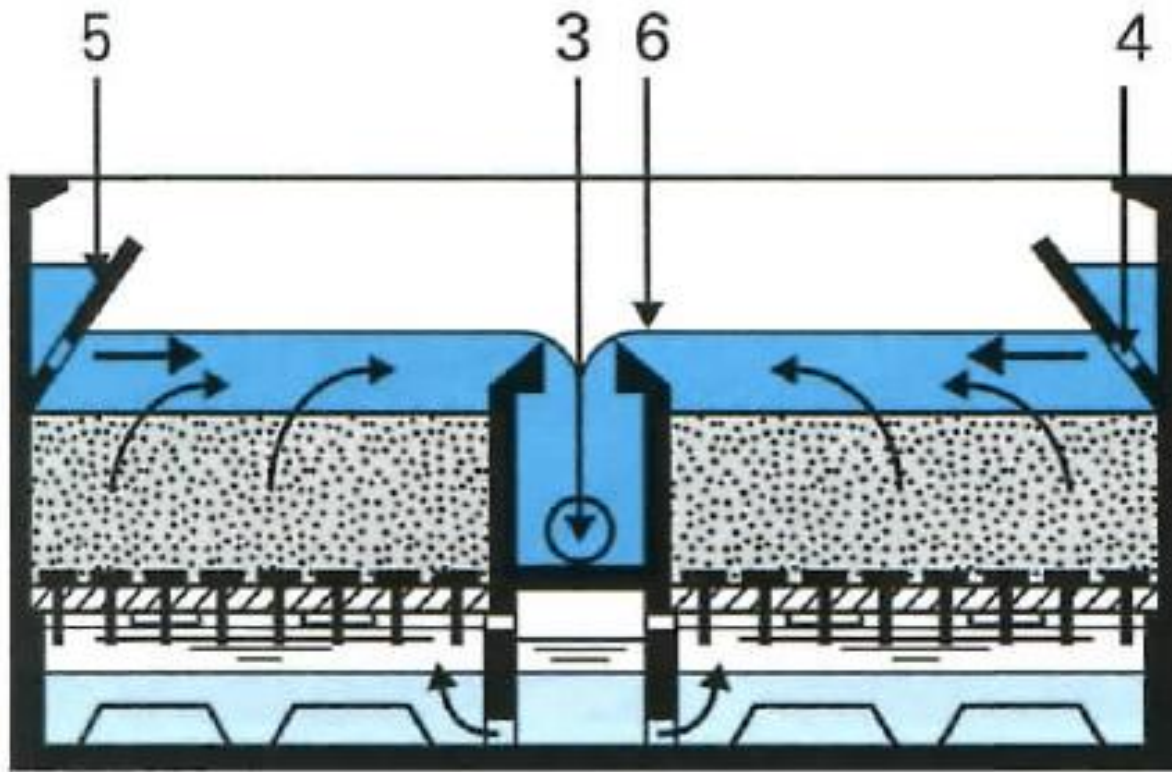
Lorsque l'eau de lavage est injectée par le fond, le milieu filtrant prend de l'expansion et libère les particules arrêtées par le filtre. Ces particules, beaucoup moins denses que les grains de sable, sont aisément entraînées vers les goulottes de lavage. Le niveau maximal du sable en expansion atteint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

- du diamètre des grains de sable;
- de la densité des grains de sable;
- de la charge superficielle, ou vitesse, de l'eau de lavage;
- de la température de l'eau de lavage.

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

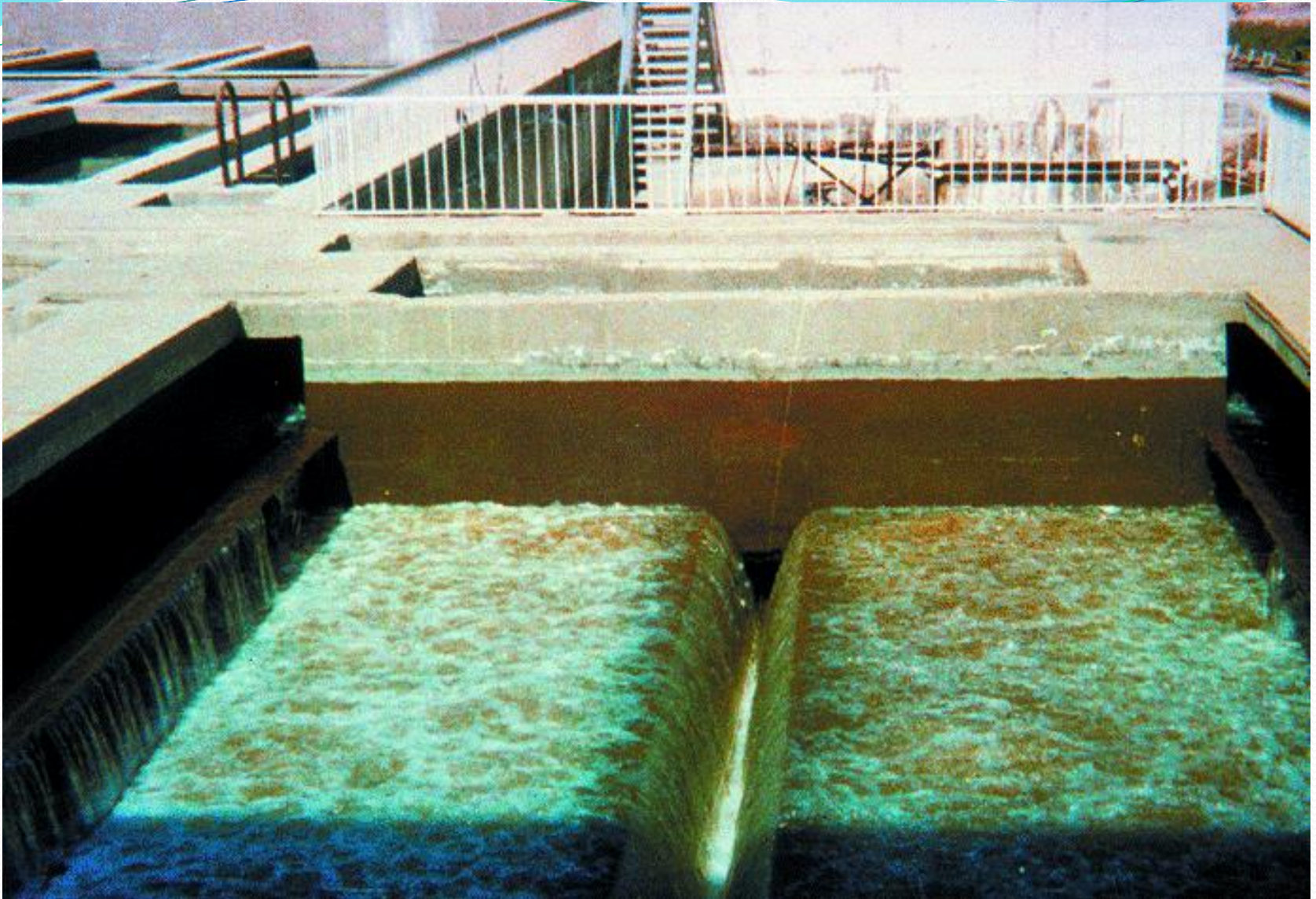


Lavage d'un bassin de filtration rapide



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

Filtre Aquazur type V,
phase de lavage air-eau
avec balayage de surface



Filtre AQUAZUR. Phase de lavage air et eau.



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

ii. Mécanismes de brassage auxiliaires

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

iii. Lavage à l'eau et à l'air

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

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

iv. Lavage à l'eau seule

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



Prospect - Sydney Water Corporation

Type d'eau : eau de barrage

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

Application : filtration directe

Batterie filtrante : 24 filtres double Aquazur V

Surface unitaire : 238 m^2

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

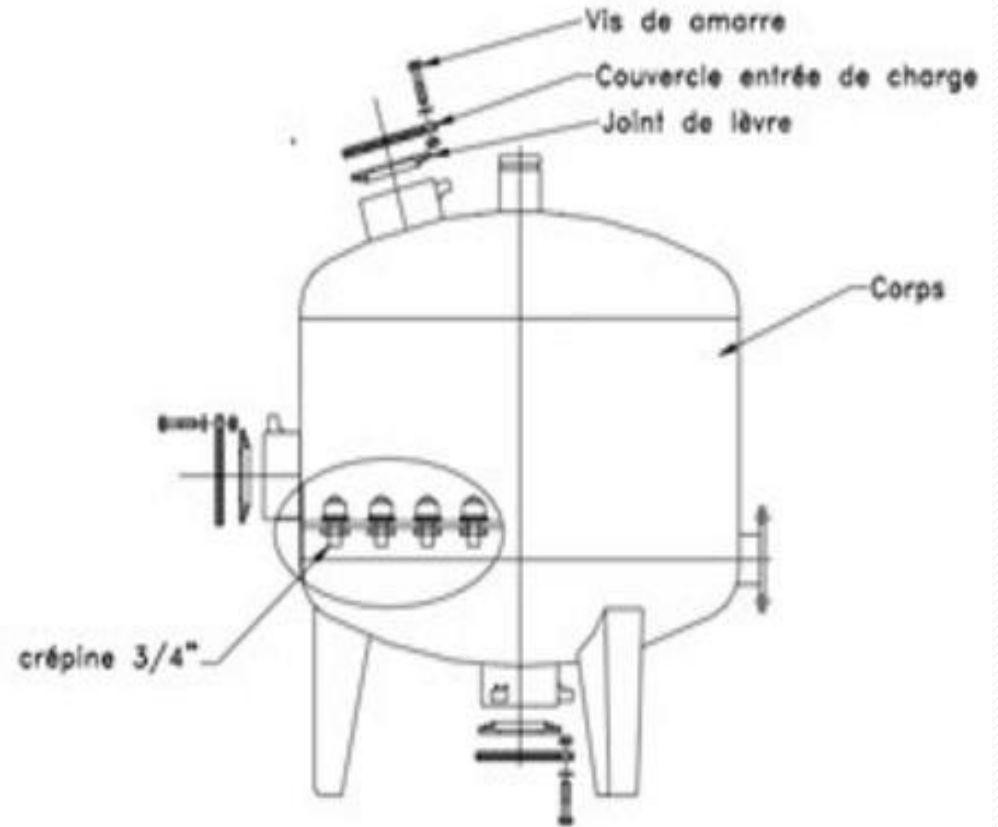
Media filtrant : sable 1,8 mm (TE)



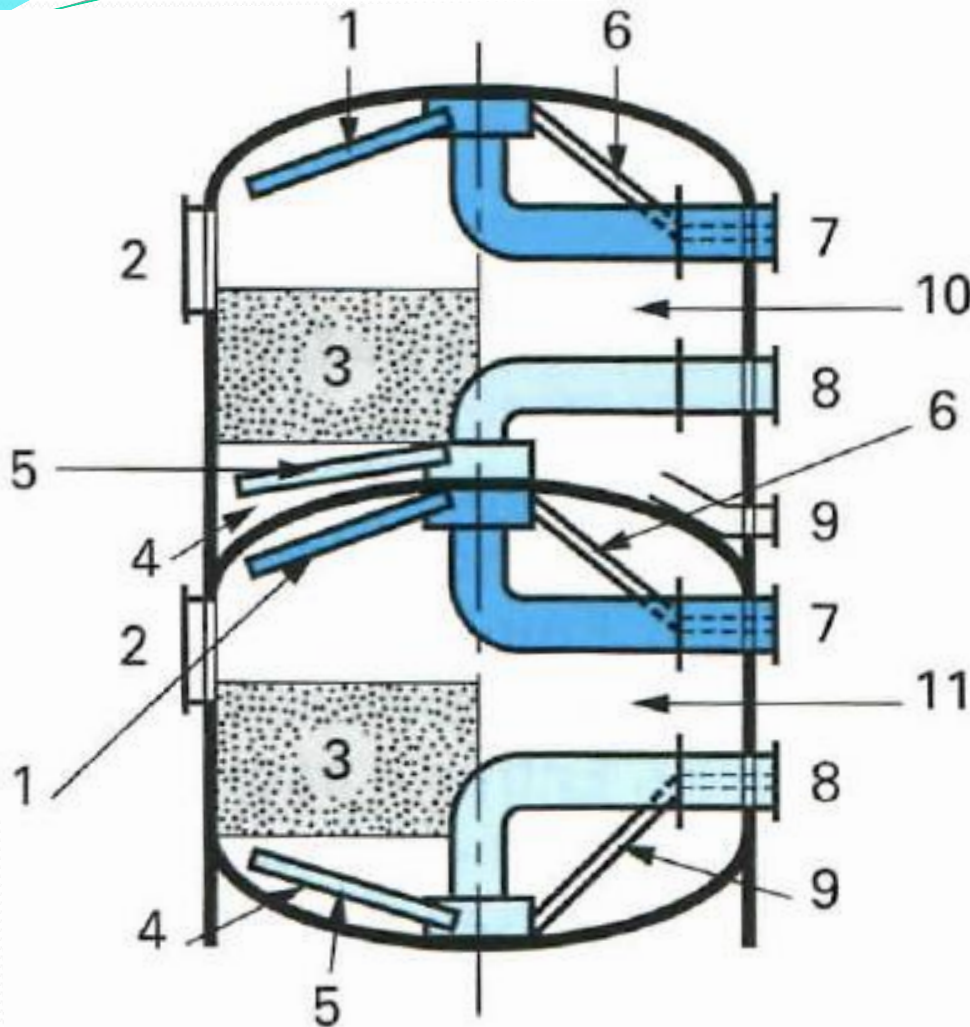
Installation de MOULLE (Pas-de-Calais) pour la Lyonnaise des Eaux.
Débit: $2\,000\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$. Batterie de 7 filtres MÉDIAZUR V pour CAG.

III.3.4.2- Filtres sous pression

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



Filtres sous pression



Colonne double Hydrazur

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

Principe de fonctionnement :

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



Mode Filtration



Mode contre lavage

III.3.4.2- Filtres à sable lents

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

Avantages des filtres lents

- a) Les filtres lents permettent de ne pas recourir à la coagulation.
- b) Les matériaux de construction de ces filtres sont simples; on peut donc les trouver sur place.
- c) On peut aisément se procurer du sable sur place.
- d) La surveillance du fonctionnement de ces filtres est simple.
- e) Leur effluent est moins corrosif et de qualité plus constante que celui des filtres rapides, lesquels exigent un traitement chimique.
- f) Ils éliminent bien les bactéries.

Inconvénients des filtres lents

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

Chapitre IV

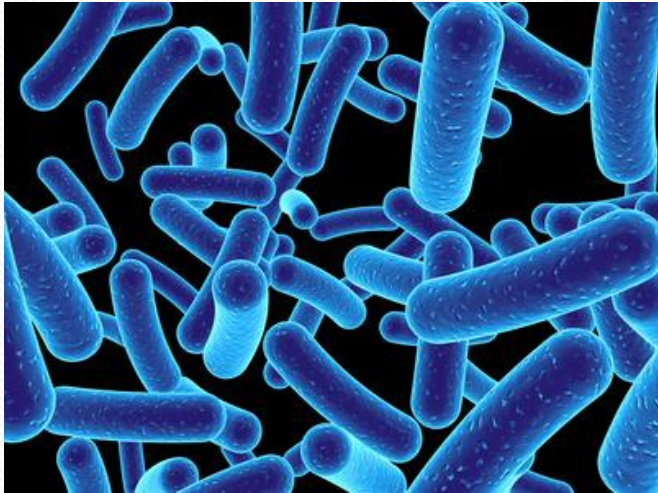
Traitement de finition.

IV.1 Désinfection

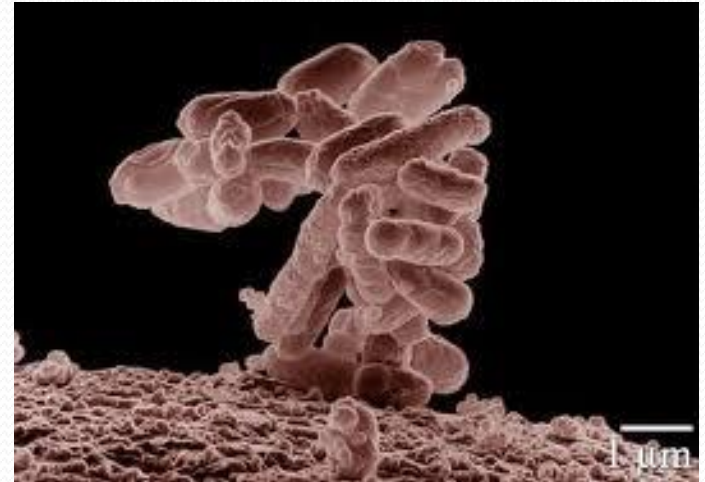
IV.1.1 Principe

La plupart des microorganismes pathogènes est éliminée de l'eau lors des précédentes phases de traitement. Cependant, la désinfection de l'eau est encore nécessaire afin d'empêcher que l'eau potable soit nocive pour notre santé. La désinfection est un traitement qui permet d'éliminer les microorganismes susceptibles de transmettre des maladies; ce traitement n'inclut pas nécessairement la stérilisation, qui est la destruction de tous les organismes vivants dans un milieu donné. On peut procéder à la désinfection en ajoutant à l'eau une certaine quantité d'un produit chimique doté de propriétés germicides. Les produits chimiques les plus utilisés sont : le chlore, le dioxyde de chlore, l'ozone, le brome, l'iode et le permanganate de potassium. On peut également désinfecter l'eau grâce à des moyens physiques: ébullition, ultrasons, ultraviolets ou rayons gamma.

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



Bactérie Legionella



Bactérie d'E. Coli

IV.1.2- Différent modes de désinfection

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

- a) Ne pas être toxique pour les humains ou les animaux;
- b) être toxique, à de faibles concentrations, pour les microorganismes;
- c) être soluble dans l'eau;
- d) former avec l'eau une solution homogène;
- e) Être efficaces aux températures normales de l'eau de consommation (0 à 25°C).

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

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



IV.1.3- Facteurs fondamentaux de la désinfection

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

a) Loi de Chick

La loi de Chick est une loi empirique selon laquelle le taux de destruction des microorganismes est proportionnel au nombre de microorganismes dans l'eau, soit

$$\frac{dN}{dt} = -KN \quad (\text{IV.1})$$

où

N = nombre de microorganismes dans l'eau

t = temps de contact

K = constante de réaction (s^{-1})

En intégrant l'équation IV.1. et en supposant que $N = N_0$ lorsque $t = 0$.
on obtient

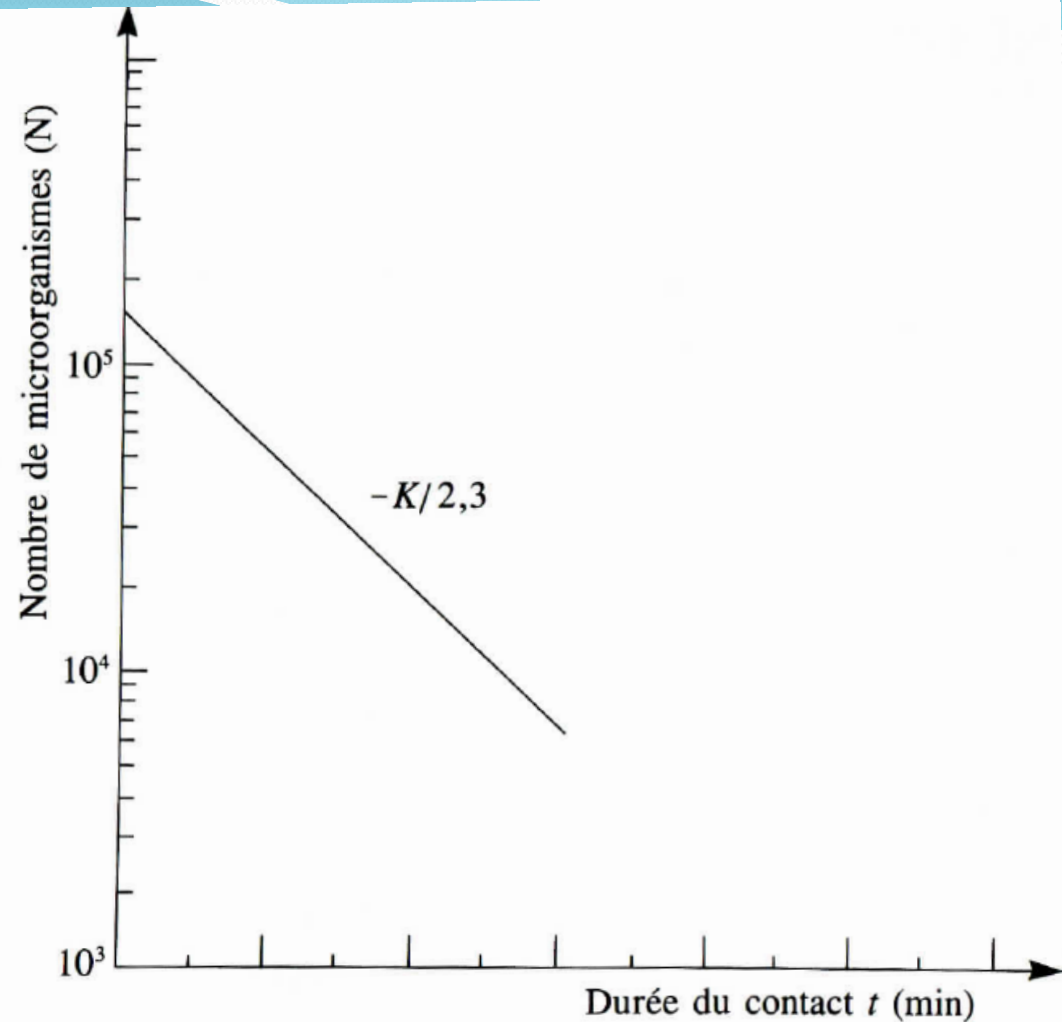
$$\ln \left(\frac{N}{N_0} \right) = -Kt \quad (\text{IV.2})$$

et, en isolant t , on obtient

$$t = \frac{2,3}{K} \log \left(\frac{N_0}{N} \right) \quad (\text{IV.3})$$

Sur papier semi-logarithmique, l'équation IV.3 est représentée par une droite. La construction de cette droite à partir d'essais en laboratoire permet ainsi d'évaluer la constante K .

Variation du nombre de microorganismes en fonction du temps de contact. Selon la loi de Chick



La loi de Chick ne s'applique pas dans tous les cas.

b) Influence du temps de contact

Lors de la désinfection de certaines eaux, on a constaté que le taux de destruction des microorganismes variait avec le temps de contact. Pour tenir de ce phénomène, il est préconiser de modifier la loi de Chick comme suit:

$$\frac{dN}{dt} = -K' t^{M'} N \quad (\text{IV.4})$$

Où K' et M' sont des constantes.

En intégrant l'équation IV.4 et en supposons que $N = N_0$ lorsque $t = 0$. on obtient:

$$\ln \left(\frac{N}{N_0} \right) = - \frac{K' t^{M'+1}}{M' + 1} \quad (\text{IV.5})$$

Si $M < 1$, le taux de destruction décroît avec le temps, et si $M > 1$, le taux de destruction croît avec le temps. On peut évaluer les constantes K et M en traçant la variation du logarithme de $[-\ln (N/N_0)]$ en fonction du logarithme du temps de contact.

On a ainsi constaté que le taux de destruction des bactéries coliformes obtenu par une désinfection au chlore satisfaisait à l'équation IV.4 lorsque $M' = 1$.

c) Influence de la concentration de désinfectant

Dans le cadre de certaines limites, on a observé que l'efficacité de certains désinfectants variait avec leur concentration. On peut décrire l'influence de la concentration de désinfectant à l'aide de la relation empirique suivante:

$$C^n t_p = \text{constante} \quad (\text{IV.6})$$

où

C = concentration de désinfectant

t_p = temps de contact requis pour obtenir un taux P (%) d'élimination des microorganismes

n = coefficient qui caractérise le type de désinfectant

On évalue expérimentalement les constantes de l'équation IV.6 en traçant la variation du logarithme de la concentration de désinfectant en fonction du logarithme du temps de contact requis, t_p . La pente de la droite ainsi obtenue a une valeur de $-1/n$. Lorsque $n > 1$, on peut dire qu'une faible baisse de la concentration du désinfectant doit être compensée par une augmentation importante du temps de contact. C'est l'inverse lorsque $n < 1$. Si $n = 1$, le temps de contact et la concentration du désinfectant ont la même importance

d) Température

La température a aussi une influence sur l'efficacité de la désinfection. Une hausse de la température augmente souvent la vitesse de la réaction et de la désinfection. Une hausse de la température peut aussi décroître la désinfection, parce que le désinfectant se désintègre et devient volatil.

IV.1.4 Désinfectants

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

Le chlore, Cl_2

L'hypochlorite de sodium, $NaOCl$

Le dioxyde de chlore, ClO_2

Les chloramines, NH_2Cl

Peroxyde d'hydrogène, H_2O_2

Ionisation cuivre/argent

Autres désinfectants incluant l'ozone et les UV

IV.1.4.1. Le Chlore

a) Usage du chlore

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

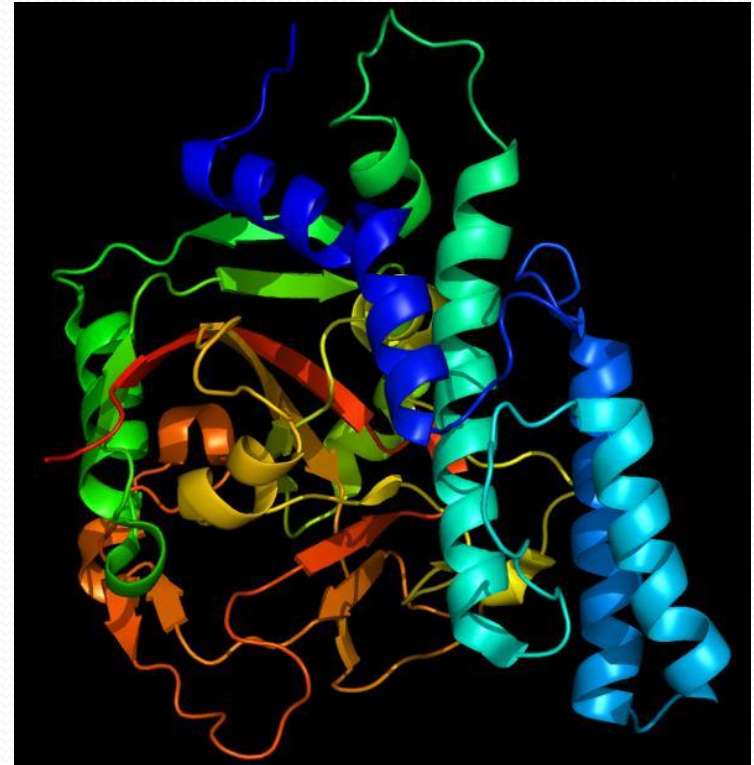
Le chlore a été utilisé pour des applications telles que la désactivation des organismes pathogènes dans l'eau destinée à la consommation, dans les piscines, et dans les eaux usées, pour la désinfection dans le ménage des maisons ou pour le blanchissement des textiles.



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

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

Enzymes



b) Définitions importantes

Avant de présenter la théorie de la désinfection par le chlore, il est utile de définir les expressions ci-dessous.

Chlore résiduel libre: Chlore demeurant dans l'eau à la fin d'une période de contact déterminée, et qui peut réagir chimiquement et biologiquement comme acide hypochloreux ou ion hypochlorite.

Chlore résiduel combiné: Partie du chlore résiduel total dans l'eau à la fin d'une période de contact donnée, qui réagit chimiquement et biologiquement en tant que chloramine.

Chloramine : Produit résultant de la combinaison du chlore et de l'ammoniac d'origine organique ou inorganique. C'est un antiseptique que l'on préfère employer dans certains cas à la place du chlore pour la désinfection des eaux, notamment dans le cas où celles-ci contiennent des traces de phénols : il ne se produit pas de goûts de chlorophénols.



Chlore résiduel total : Quantité totale de chlore, libre ou combiné, subsistant après le temps de réaction normal de l'eau à la chloration.

Demande en chlore : . Quantité de chlore pouvant être consommée par l'eau pour sa désinfection et pour la destruction des matières organiques. La demande pour une eau donnée varie avec la quantité de chlore ajoutée, le temps de contact et la température

Chloration au point de remontée ou chloration au point critique : Addition de chlore à l'eau jusqu'à ce que la demande de chlore soit satisfaite et que toute addition subséquente entraîne une teneur résiduelle directement proportionnelle à la quantité ajoutée au-delà du point de remontée.

Chloration marginale : Chloration assurant, après un temps de contact réduit, une certaine quantité de chlore résiduel ne respectant pas les normes de désinfection (pratique abandonnée).

Surchloration : Chloration au-delà du point critique, faite à des dosages délibérément élevés pour produire des concentrations résiduelles de chlore libre au combiné assez élevées pour exiger la déchloration.

Déchloration : Réduction partielle ou complète du chlore résiduel d'une eau partout procédé physique ou chimique.

c) Aspects chimiques de la chloration

Le chlore gazeux et les hypochlorites réagissent rapidement dans l'eau pour former de l'acide hypochloreux, HOCl, qui est le produit actif dans la désinfection.

Réaction du chlore gazeux



Réaction de l'hypochlorite de sodium



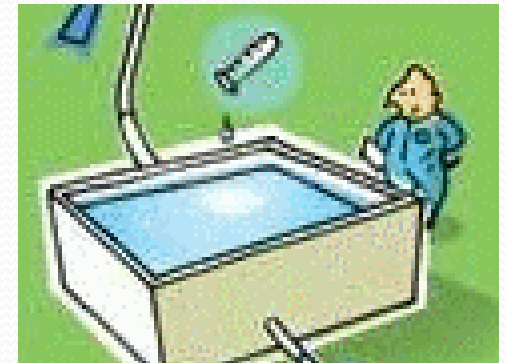
Réaction de l'hypochlorite de calcium



Les équations des réactions chimiques ci-dessus montrent que la différence principale entre les hypochlorites et le chlore gazeux concerne les produits secondaires. En effet, l'addition de chlore gazeux libère des ions hydrogène, H^+ , ce qui abaisse le pH de l'eau, alors que l'addition d'hypochlorites libère des ions hydroxydes, OH^- , ce qui augmente le pH de l'eau.

d) Dosage de chlore

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



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

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

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



e) Efficacité du chlore?

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

Tableau : temps de désinfection pour différents types de micro-organismes pathogènes avec de l'eau chloré, celle-ci contenant une concentration en chlore de 1 mg/l (1 ppm) alors que $\text{pH} = 7.5$ et $T=25^{\circ}\text{C}$

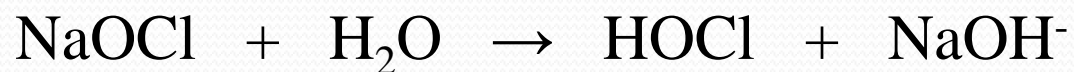
E. coli bacterium	< 1 minute
Hepatitis A virus	environ 16 minutes
Giardia parasite	environ 45 minutes
Cryptosporidium	environ 9600 minutes (6-7 jours)

IV.1.4.2. Hypochlorite de sodium $NaOCl$

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



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



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

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



Avantages

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

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

Désavantages

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

Chlore



IV.1.4.3. Dioxyde de chlore

Le traitement de l'eau potable est la principale application de désinfection du dioxyde de chlore. Grâce à ses facultés de biocide, le dioxyde de chlore est aussi utilisé dans la désinfection des eaux d'égouts, les procédés industriels de traitement de l'eau, la désinfection de l'eau des tours de refroidissement, le traitement de l'air industriel, production et traitement de produits alimentaires, l'oxydation des rejets industriels et la stérilisation de gaz d'équipement médical.



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

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

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

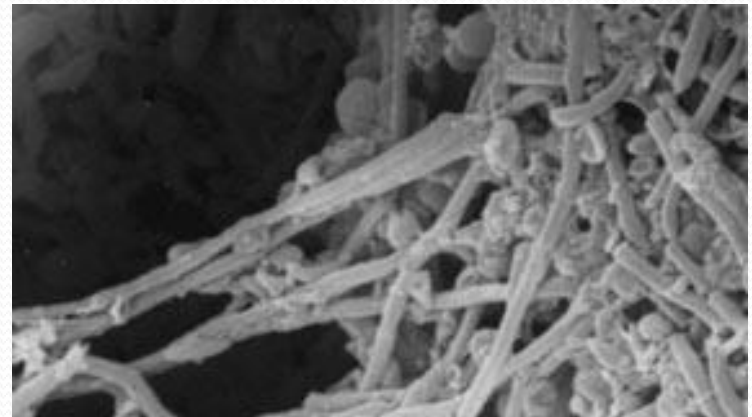


Installations au dioxyde de chlore dans le traitement de l'eau

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

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

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



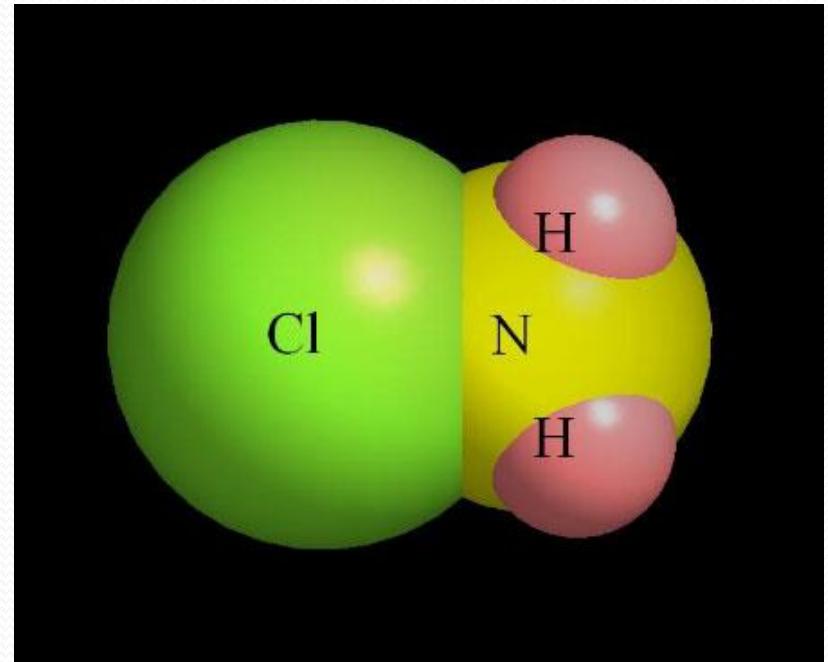
Les dosages de dioxyde de chlore

Pour la pré-oxydation et la réduction des substances organiques, entre 0.5 et 2 mg/l de dioxyde de chlore est requis pour un temps de contact de 15 à 30 minutes. La qualité de l'eau détermine le temps de contact requis. Pour une post-désinfection, des concentrations entre 0.2 et 0.4 mg/L doivent être appliquées. La concentration de sous-produits résiduels de chlorite est très faible et il n'y a pas de risque pour la santé des hommes.

IV.1.4.4. Les chloramines NH_2Cl

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

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



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

Les chloramines restent actives plus longtemps dans les canalisations. Cela provient du fait qu'il faut un long moment avant de pouvoir les casser.

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

Les avantages

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

Les désavantages

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

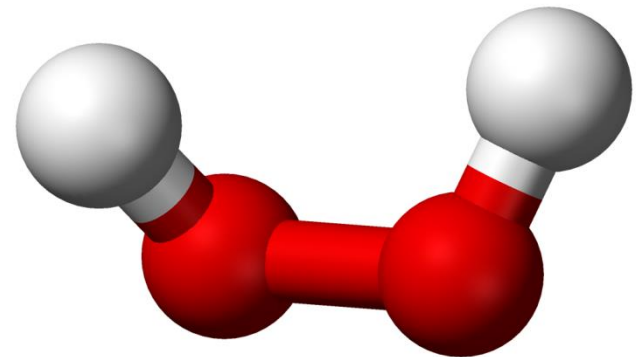
IV.1.4.5. Peroxyde d'hydrogène H₂O₂

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

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

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

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



Avantages

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

Désavantages

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

IV.1.4.6. L'ionisation cuivre-argent

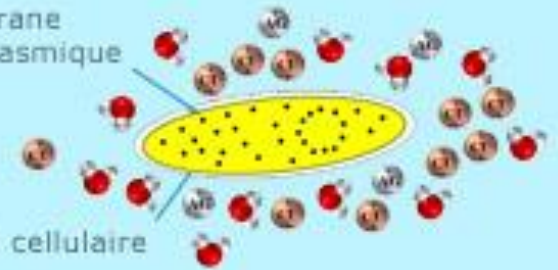
Les ions de cuivre électriquement chargés (Cu^{2+}) dans l'eau cherchent des particules de polarité opposée, telles que les bactéries, les virus et les mycètes. Les ions cuivre chargés positivement forment des composés électrostatiques avec les membranes des cellules des microorganismes chargées négativement.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

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

1 Micro-organisme entouré d'eau, d'ions de cuivre et d'argent

Membrane cytoplasmique

Paroi cellulaire



2 Dégénérescence du micro-organisme



3 Lyse et mort du micro-organisme



Molécule d'eau



Ion d'argent

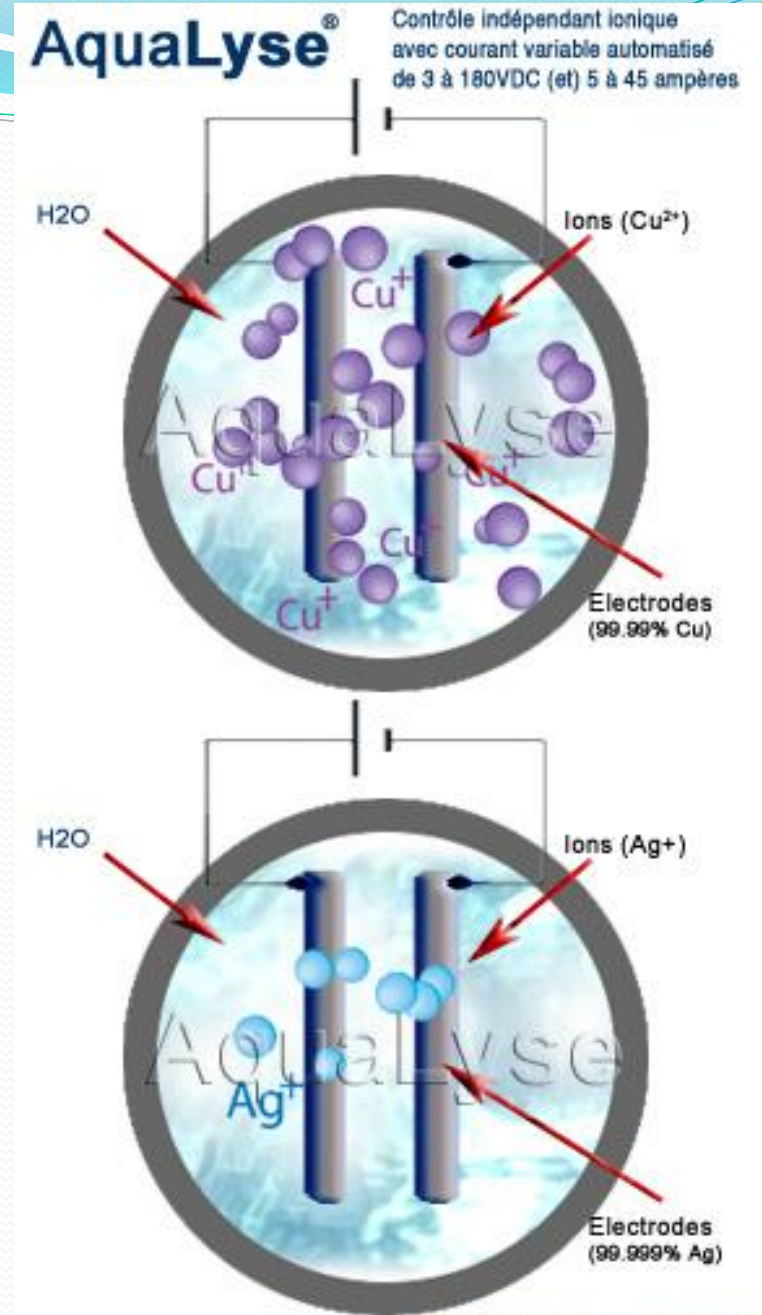


Ion de cuivre

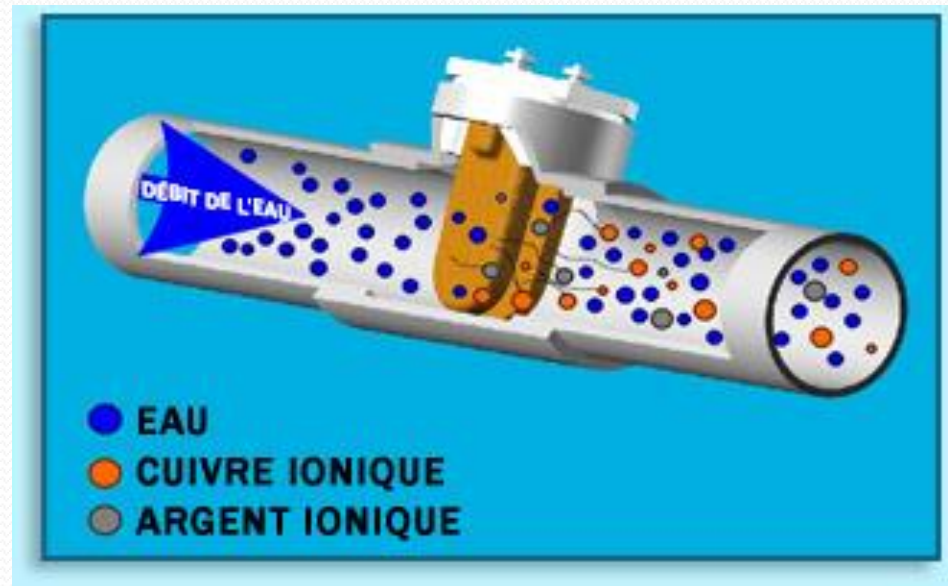
Production des ions cuivres-argent

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

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



Les électrodes sont placées de manière à ce qu'elles soient proche l'une de l'autre. Le flux d'eau à désinfecter passe par ces électrodes. Un courant électrique est créé, provoquant la perte progressive d'un électron des atomes externes de l'électrode et ceux-ci devenant positivement chargé. La plus grande partie des ions s'éloignent à travers l'eau, avant de retrouver l'électrode opposée. Généralement, la quantité d'ions argent pour une quantité de cuivre oscillent entre 0.15 et 0.4 ppm est environ entre 5 et 50 ppm.



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

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

Chambre ionique anti-légionelles
en acier inoxydable



Avantages

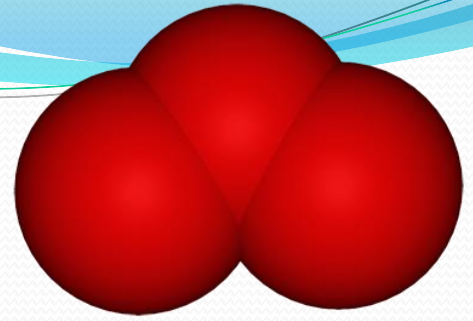
L'ionisation cuivre-argent désactive effectivement les bactéries Legionella et le biofilm et améliore la qualité de l'eau. Elle a un plus large effet résiduel que la plupart des autres désinfectants. Les ions cuivre et argent restent dans l'eau pendant une longue période. En raison de leur efficacité locale, l'effet est plus large que celui des UV. L'efficacité de ce système ne dépend pas de la température. Lorsque le système cuivre-argent est utilisé, la maintenance du système d'eau devient moins importante. Le cuivre-argent n'est pas corrosif. En raison d'une baisse de l'utilisation de produits chimiques, les vannes et les pompes ne sont pas affectées.

Désavantages

L'efficacité du système cuivre-argent dépend de la valeur du pH de l'eau. Pour une valeur du pH de 9, seulement un dixième des bactéries *Legionella* sont éliminés. Lorsque la concentration en solides dissous est élevée, l'argent a de fortes chances de précipiter. Cela signifie que les ions argent ne sont alors plus efficaces pour la désinfection. Les ions argent réagissent aisément avec les chlorures et les nitrates qui sont présents dans l'eau, et sont donc désactivés. Certaines espèces de microorganismes peuvent devenir résistantes aux ions argent.

Pour tuer efficacement les microorganismes pathogènes, les ions cuivre et argent devraient être présents dans la totalité du système de traitement de l'eau. Lorsque le système utilisé est petit et que le débit est assez lent, ou lorsque il y a des points morts dans le système, cela peut poser des problèmes pour la désinfection.

IV.1.4.7. Désinfection par l'ozone O₃



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

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

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



Générateur d'ozone

La quantité d'ozone qu'on doit ajouter à l'eau pour obtenir une bonne désinfection varie d'une eau à l'autre en fonction de la demande d'ozone due aux matières organiques et inorganiques oxydées par l'ozone. Tout comme pour le chlore, on suggère donc de maintenir une certaine concentration résiduelle après un temps de contact déterminé. Ainsi, à l'usine de traitement des eaux *Charles-J. Des Bailleurs*, à Montréal, on maintient une concentration résiduelle d'ozone de 0,4 mg/l après un temps de contact de 5 à 8 min.



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

Technologies disponibles

Il existe différents types d'ozoneurs :

- 1) L'ozoneur à air (air séché avec un point de rosée à de -50°C à -70°C).

L'ozoneur à oxygène pur avec recyclage ou non de l'oxygène (on ne dépasse pas les $100\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone). Les ozoneurs diffèrent aussi par leur capacité horaire de production d'ozone. L'emploi des fréquences électriques élevées améliore notablement le rendement.

On distingue encore deux sortes d'ozoneurs :

- ✓ Les ozoneurs à basse fréquence (50 Hz) dont la production unitaire par heure est environ de 1 à 3 Kg d'ozone.
- ✓ les ozoneurs à moyenne fréquence (150 à 600 Hz) dont la production unitaire peut atteindre 60 Kg par heure. C'est dans ces ozoneurs que l'ozone est produit et injecté dans un réacteur, où est également injecté l'effluent à traiter. Il existe plusieurs sortes de réacteurs :

- Des réacteurs équipés de diffuseurs poreux.
- Des réacteurs équipés de turbines.
- Des réacteurs à flux piston tube en U, équipé d'une pompe pour vaincre les pertes de charge.

Avant d'être injecté dans l'eau contenant l'effluent, le gaz contenant l'ozone peut être divisé en "microbulles" à l'aide de divers matériels :

➤ Des diffuseurs poreux disposés en partie basse des cuves ou colonnes. Ce système présente l'avantage de ne pas consommer l'énergie complémentaire et l'inconvénient de s'encrasser et vieillir.

➤ Un hydro-injecteur assurant la pulvérisation du gaz directement dans l'eau motrice, sous une pression de 4 à 5 bar. Ce système présente l'avantage d'un meilleur taux de dissolution et l'inconvénient de la consommation supplémentaire d'énergie de la pompe à eau motrice de l'hydro-injecteur.



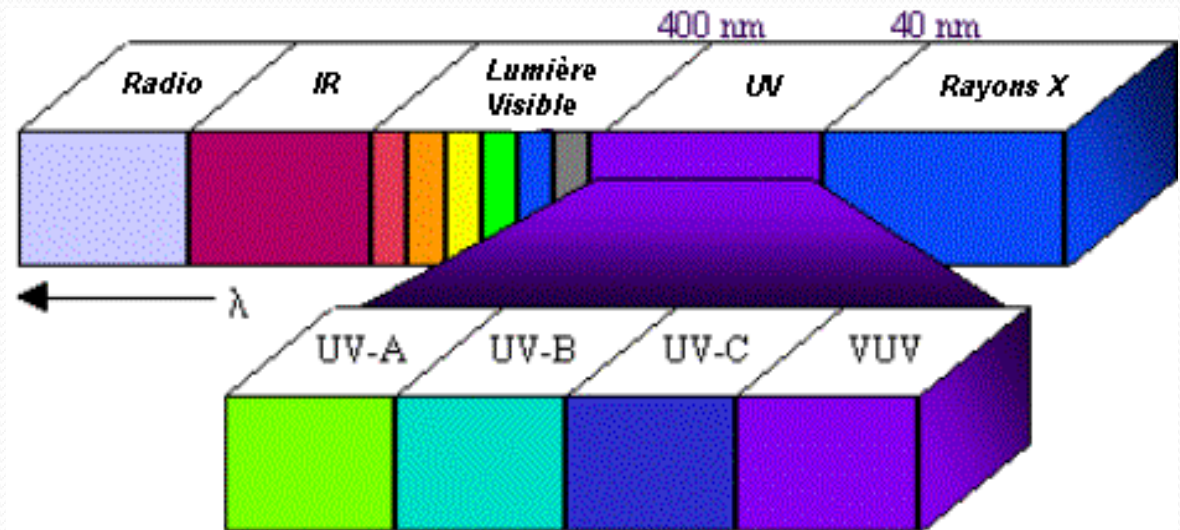
Le besoin en ozone peut varier de 2 à 20 g par m³ d'eau à traiter, en fonction du polluant et de sa concentration.

Le coût d'investissement des ozoneurs industriels est de 750 à 1000 F par gramme d'ozone produit par heure. La consommation d'électricité est comprise entre 20 et 25 Wh par gramme d'ozone produit.

IV.1.4.8. Désinfection par rayonnement Ultra-violet

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

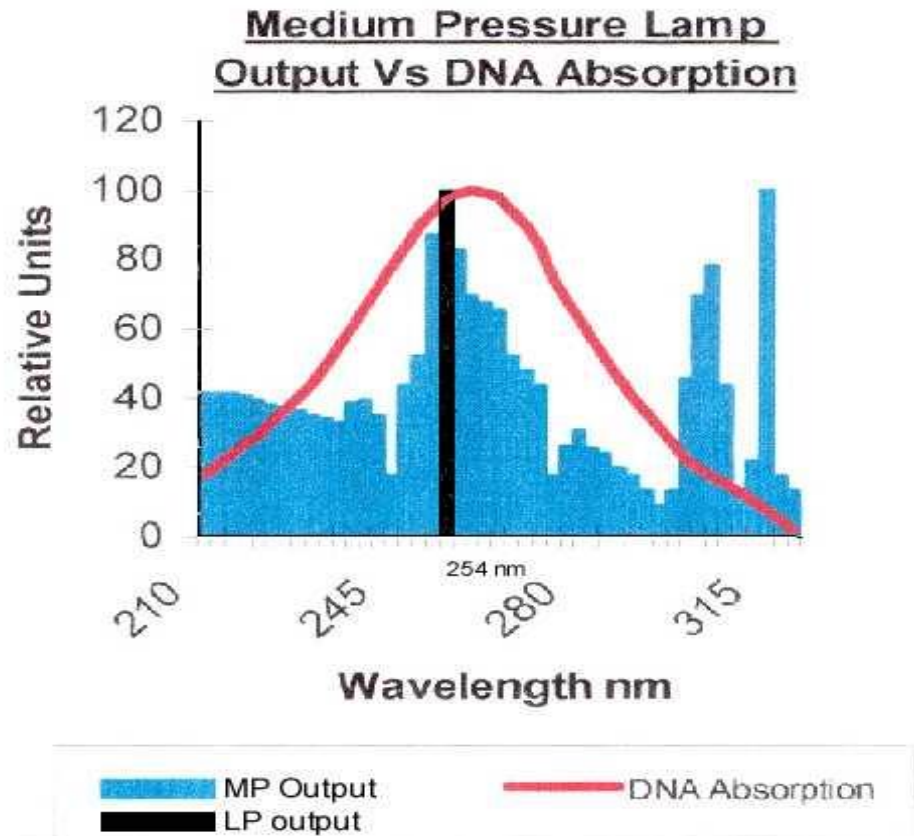
Les longueurs d'ondes spécifiques responsables de ces effets sont celles situées entre 240 et 280 nm, avec un pic à 253.7 nm. Ces longueurs d'onde sont situées dans le domaine des UV-C.



Localisation des UV-C dans le spectre électromagnétique.

a) Effet du rayonnement UV

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

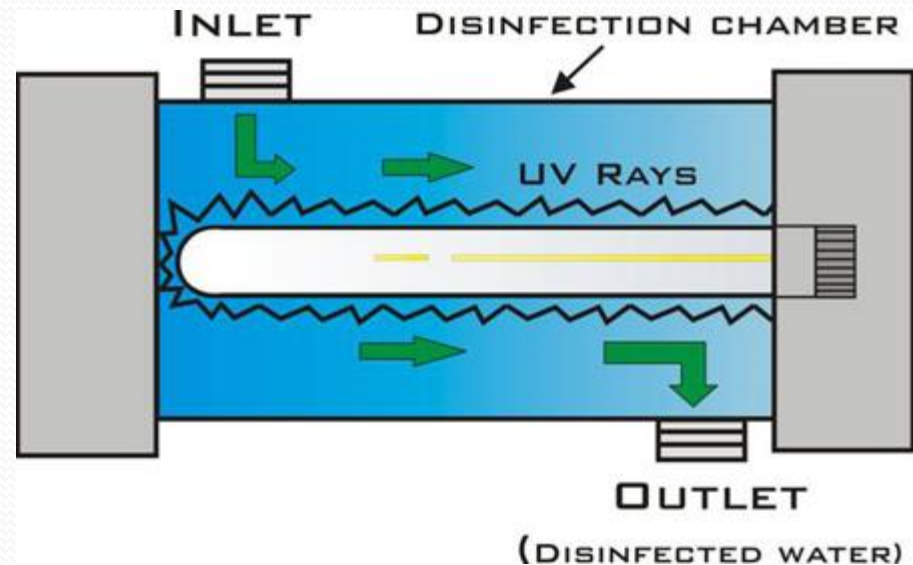


Distribution des longueurs d'ondes émises par des lampes basse pression (noir) et moyenne pression (bleu). La courbe rouge représente le spectre d'absorption de l'ADN.

b) Production d'UV-C

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

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



c) Dose d'exposition

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

$$\text{DOSE} = I \times T \quad (\text{IV.10})$$

Avec :

I : l'intensité du rayonnement

T : le temps d'exposition

L'unité couramment utilisée est le mJ/cm², équivalent à 1000 micro watt seconde/cm².

d) Relation dose d'exposition/ effets destructifs

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

$$N/N_0 = e^{-KD} \quad (IV.11)$$

Où :

N= Nombre de micro-organismes après traitement

No = Nombre initial de micro-organismes visés

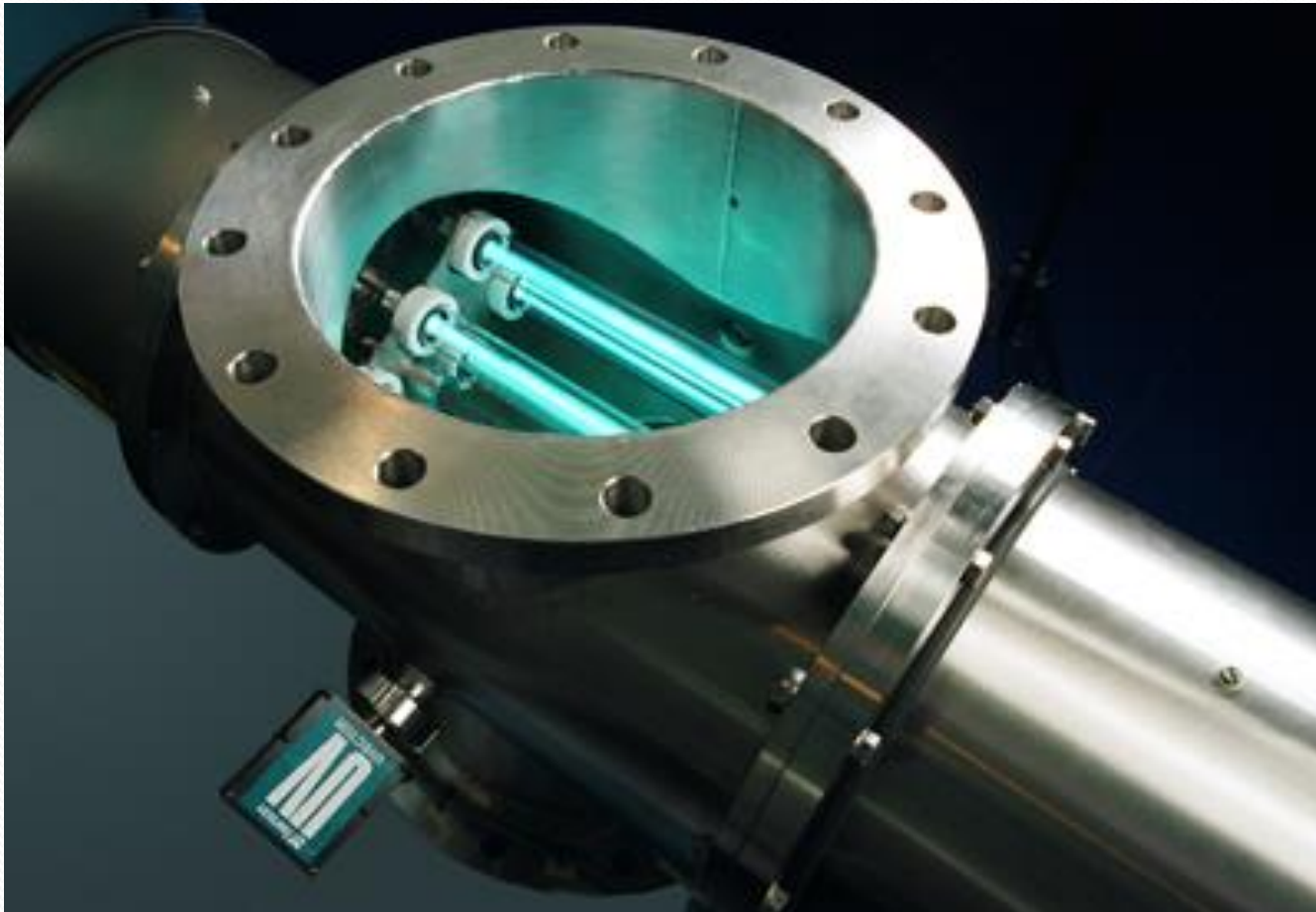
K = Constante associée au type de micro-organisme

D = Dose

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



Fonctionnement d'un désinfecteur UV



Fonctionnement d'un désinfecteur UV



Désinfection par rayonnement Ultra-violet,
pour consommation domestique



Plus grand système de désinfection par rayon UV , installé dans une usine de traitement de l'eau en Allemagne. Chacune des quatre chambres désinfecte jusqu'à 1060 m³/h



Trojan Technologies Europe a fourni, pour la ville de Rotterdam, la plus grande installation de traitement UV en Europe. Les 24 réacteurs (2 x 12) UV Swift peuvent traiter 16'000 m³/h.



Installation de désinfection par UV



Installation de désinfection par UV



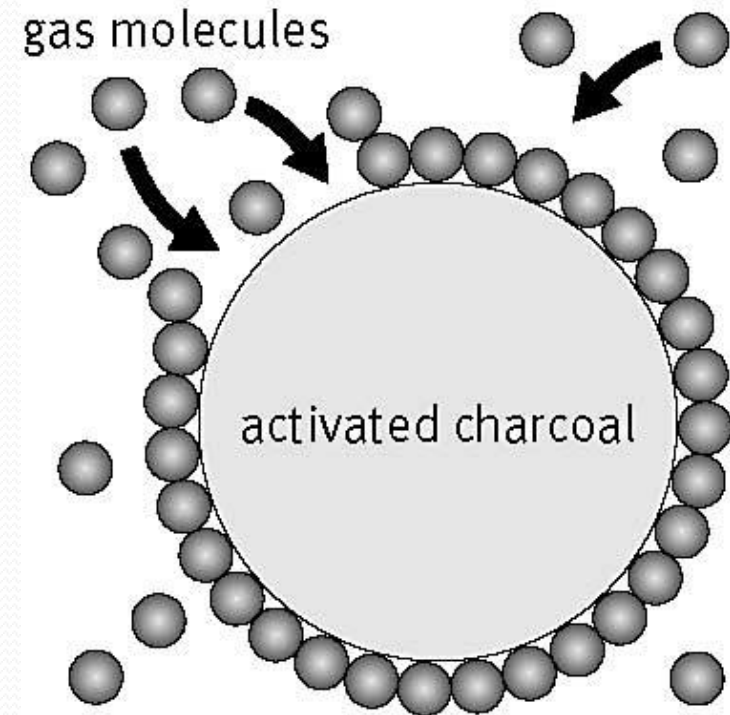
IV.2 L'adsorption et l'échange d'ions

IV.2.1 L'adsorption

L'adsorption est un phénomène physique de fixation de molécules sur la surface d'un solide. Ce phénomène est utilisé pour "récupérer" des molécules indésirables de fluide (liquides ou gazeuses) dispersées dans un solvant.

L'adsorption est favorisée :

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



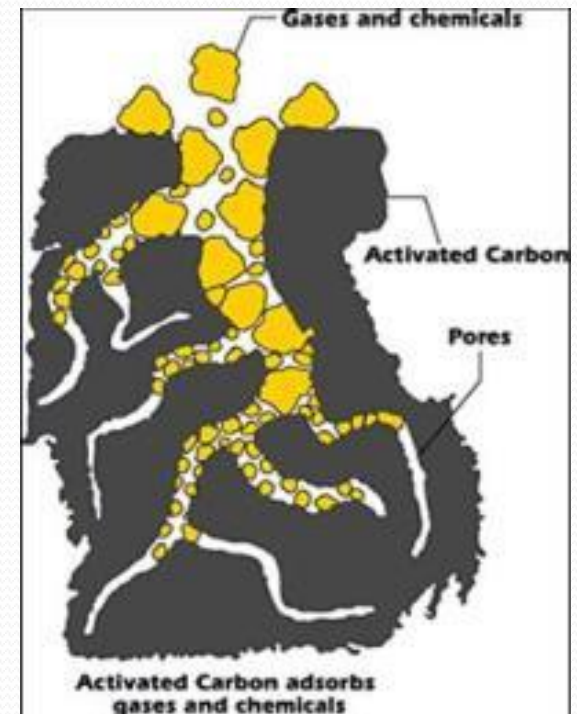
Le principal adsorbant utilisé en pratique est le charbon actif, obtenu à partir de matières organiques (bois, tourbe) carbonisées, puis activées (on dégage les cavités remplies de goudron lors de la carbonisation). Le charbon actif peut être obtenu soit sous forme de poudre (on obtient des pores de quelques μm de dimension), soit sous forme de grain. Le charbon actif peut être régénéré (par désorption) selon trois procédés (à la vapeur, thermique, chimique). Le charbon actif utilisé possède une grande surface d'adsorption d'environ $900\text{m}^2/\text{g}$.

L'adsorption est essentiellement utilisée pour le traitement de l'eau et de l'air.



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

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



Description du processus

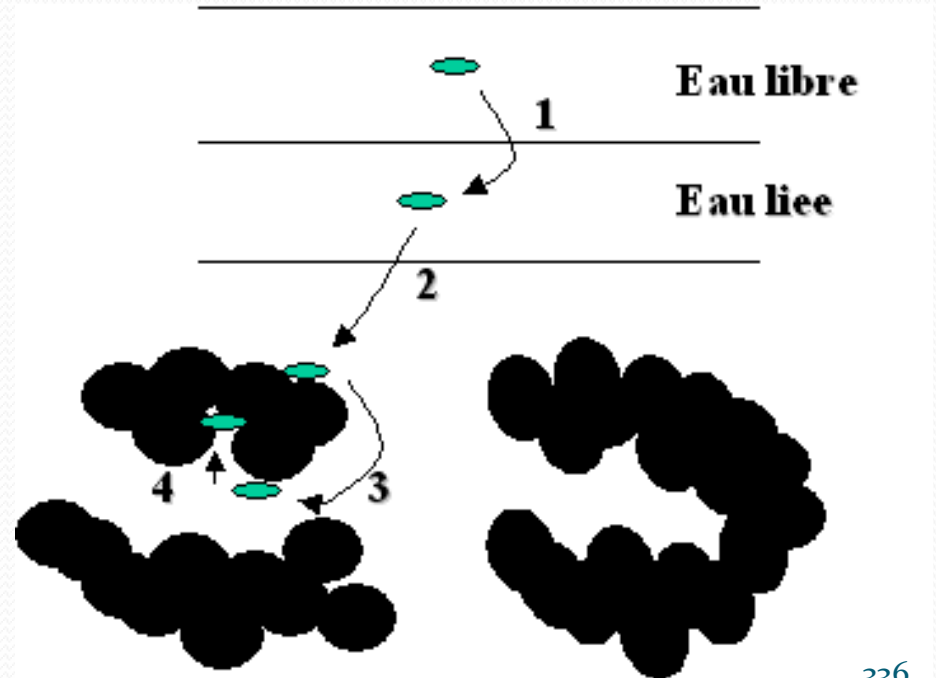
L'eau est pompée dans une colonne qui contient du charbon actif, cette eau quitte la colonne à travers un système drainant. L'activité de la colonne de charbon actif dépend de la température et de la nature des substances. L'eau passe à travers la colonne continuellement, ce qui entraîne une accumulation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

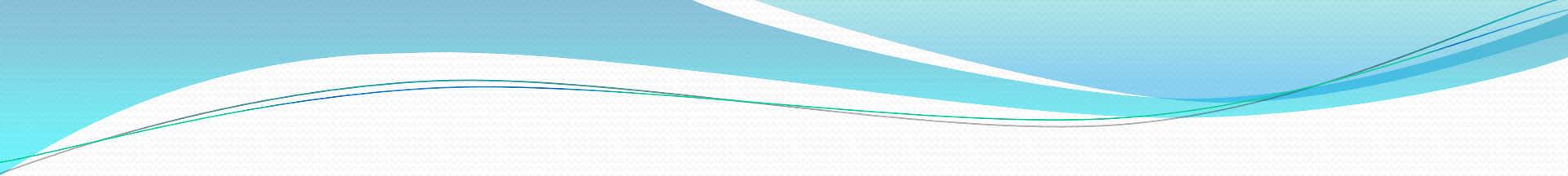
Comment l'adsorption a-t-elle lieu ?

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



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





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

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

IV.2.2 Echange d'ions

Principe

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

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



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

Le cycle de traitement

Le cycle complet se déroule en 4 phases :

- **la saturation ou production** : La solution passe à travers le lit de la résine jusqu'à saturer cette dernière. Au point de percement ou lorsque la valeur limite de la fuite est atteinte, on arrête la phase de production.
- **le soulèvement** : Cette phase permet d'éliminer les particules qui ont pu se déposer à la surface du lit à l'aide d'un courant d'eau ascendant.

• **la régénération** : Elle se fait par introduction de la solution régénérante par percolation (ascendante dans le cas d'un contre courant ; descendante dans le cas d'un co-courant). Les colonnes peuvent être utilisées pour des régénérations soit à co-courant soit à contre-courant. Dans le cas d'une régénération à co-courant, la solution régénérante est mise du même côté que la solution à traiter. Cette technique est la moins chère des deux en terme d'investissement initial. Mais la technique à contre courant utilise plus efficacement les produits chimiques régénérants, de plus les fuites sont plus importantes avec une technique à co-courant.

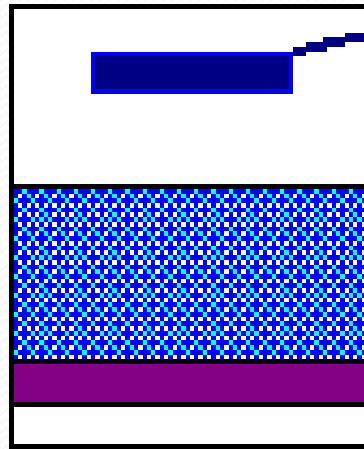
le rinçage : Pendant cette phase, on déplace le régénérant à l'eau, à faible débit, jusqu'à ce que la résine ne contienne plus que de faibles traces de régénérant : phase de rinçage lent. Puis il y a une étape de rinçage rapide à débit plus élevé de façon à éliminer les dernières traces de régénérant.

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

Remarques :

- La capacité d'échange (en équivalent par litre) est la caractéristique la plus importante d'un échangeur d'ions. Elle correspond au pouvoir de rétention des ions jusqu'à la saturation. Elle dépend du type d'échangeur (pour les échangeurs d'ions fortement acides ou fortement basiques : du taux de régénération, de la composition de l'eau à traiter, de la vitesse de filtration...).
- La régénération
 - échangeurs cationiques : à l'aide d'un acide minéral tels que l'acide chlorhydrique ou l'acide sulfurique
 - échangeurs anioniques : généralement à l'aide de la soude

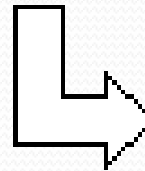
Solution à traiter



distributeur

résine

collecteur



Solution traitée

Colonne échangeuse d'ions



Installation de TIENEN (Belgique) pour la raffinerie.
Débit: $30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Décoloration de sirop de sucre de betterave. Trois colonnes doubles.

Installation de BELLEVILLE
(Cher) pour 1 EDF. Débit: 3 X
 $115 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.
3 chaînes de déminéralisation
d'eau.





Installation de NARCEA OVIEDO (Espagne). Débit: $2 \times 48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.
Déminéralisation d'eau d'appoint de la centrale thermique.

IV.3 La défférisation – démanganésation

IV.3.1 La défférisation

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

a) Déferrisation physicochimique

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

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



b) Élimination biologique du fer

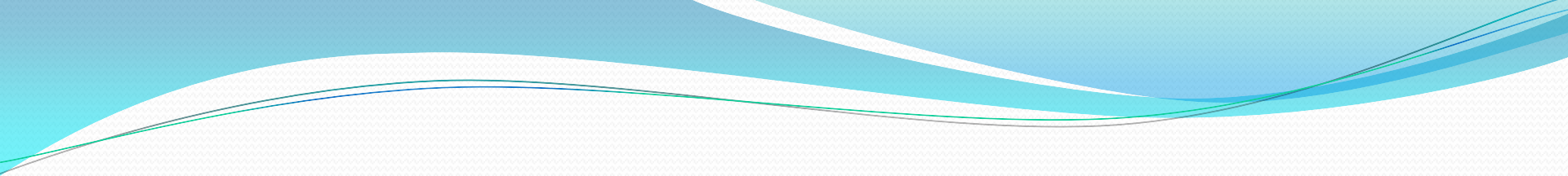
De nombreuses bactéries sont susceptibles d'oxyder biologiquement le fer, en le fixant à l'intérieur ou à l'extérieur de leurs gaines.

Ces bactéries sont susceptibles de se développer dans des conditions où l'oxydation physico-chimique du fer n'est pas possible, par exemple lorsque la concentration en oxygène dissous $0,2$ à $0,5 \text{ g.m}^{-3}$, ou le $\text{pH} = 6,3$. En réalité, la limite de séparation entre les domaines de la déferrisation physicochimique et biologique est peu nette. C'est la raison pour laquelle il est souvent utile de procéder à un essai pilote pour déterminer les conditions optimales de fonctionnement.

Avantages de la déferrisation biologique

On peut les résumer de la façon suivante

- **oxydation rapide:** tour d'oxydation inutile. Une injection d'air sous pression en ligne suffit souvent,
- **réactifs normalement inutiles:** correction de pH, flocculant,
- **capacité de rétention importante:** le fer est retenu sous forme très compacte. Il en résulte une capacité de rétention du filtre environ 5 fois plus importante que dans le cas de la déferrisation physico-chimique.
- **vitesse de filtration élevée:** grâce à la solidité du floc biologique, tout en conservant des durées de cycle de filtration importantes. Ces vitesses peuvent aller, dans certains cas, jusqu'à 40 m.h⁻¹, voire 50 m.h⁻¹,

- 
- **lavage économique:** le pourcentage d'eau de lavage est environ cinq fois plus faible que dans le cas de la déferrisation physico-chimique et, dans certains cas, il est possible de laver les filtres à l'eau brute. Il est par contre recommandé de ne pas laver les filtres à l'eau traitée chlorée, ce qui pourrait détruire partiellement la population de bactéries déferrisantes,
 - **traitement des boues facilité:** boues compactes.

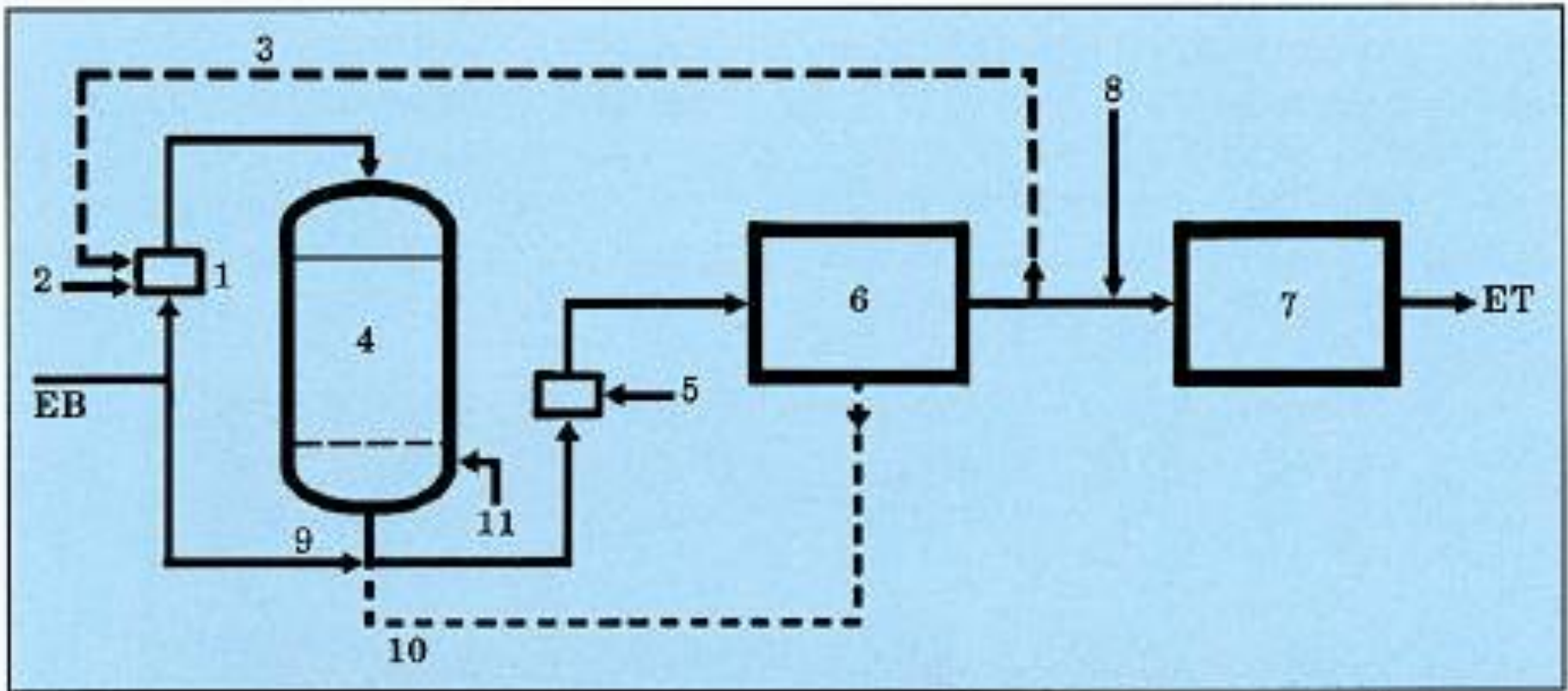


Figure 803. Schéma de l'installation de VILLERMAIN (Loir-et-Cher). Débit: $35 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.
Déferrisation biologique sous pression.

1 un système d'aération ménagée

2 injection d'air

3 recirculation d'une partie de l'eau traitée aérée

4 un réacteur FERAZUR

5 un système d'aération complémentaire

6 une citerne d'eau de lavage, non chlorée

7 une citerne d'eau traitée

8 chloration

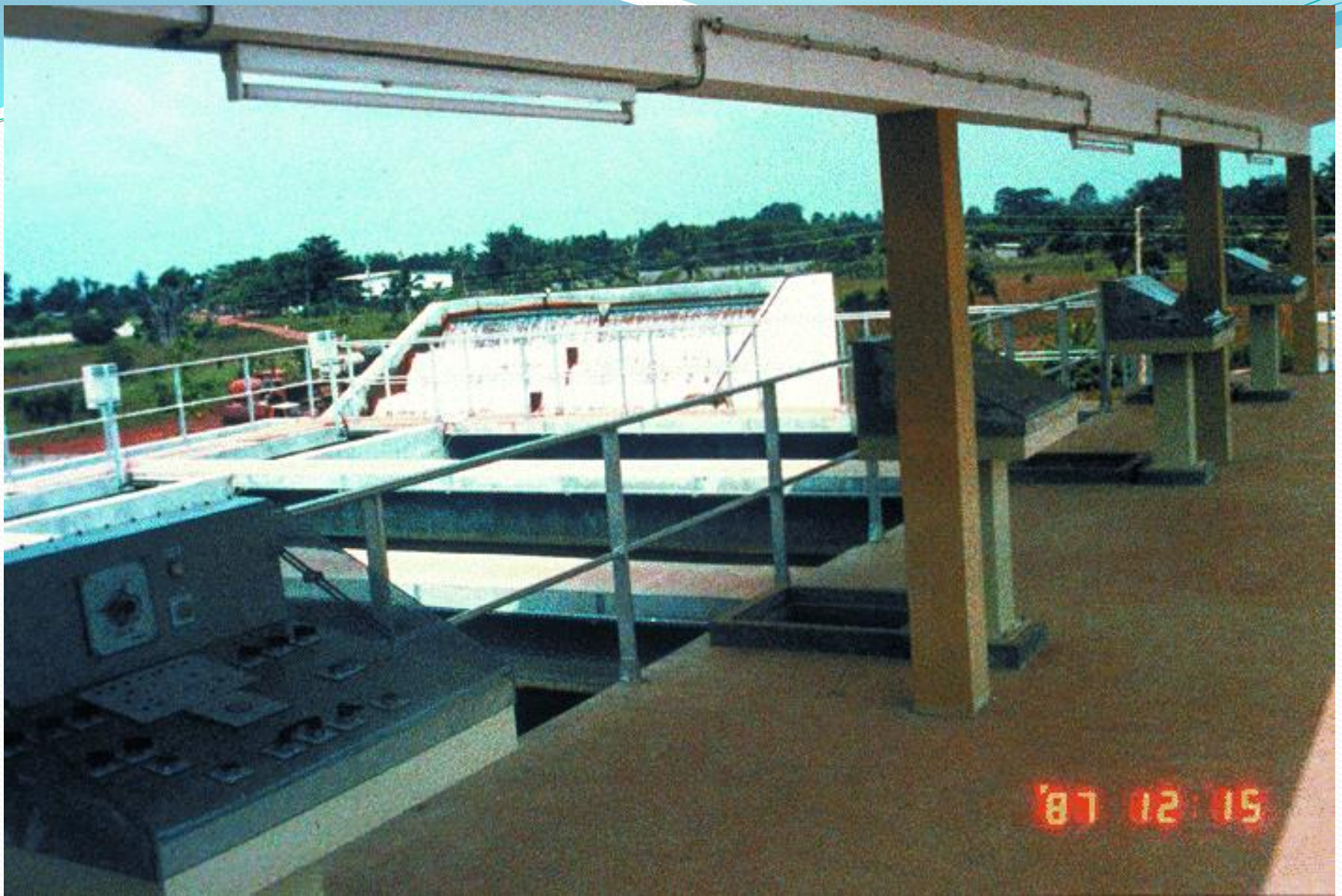
9 lavage à l'eau brute

10 lavage à l'eau traitée

11 un surpresseur de lavage



Installation de SABLENS-DE-GUITIES (Gironde). Débit: $100 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.
Déferrisation biologique sous pression.



Installation de LOMÉ (Togo). Débit: $2200 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. 4 filtres de $24,5 \text{ m}^2$.
Déferrisation biologique gravitaire.

IV.3.2 La démanganésation

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

a) Élimination physico-chimique du manganèse

Elle se fait par diverses méthodes comme :

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

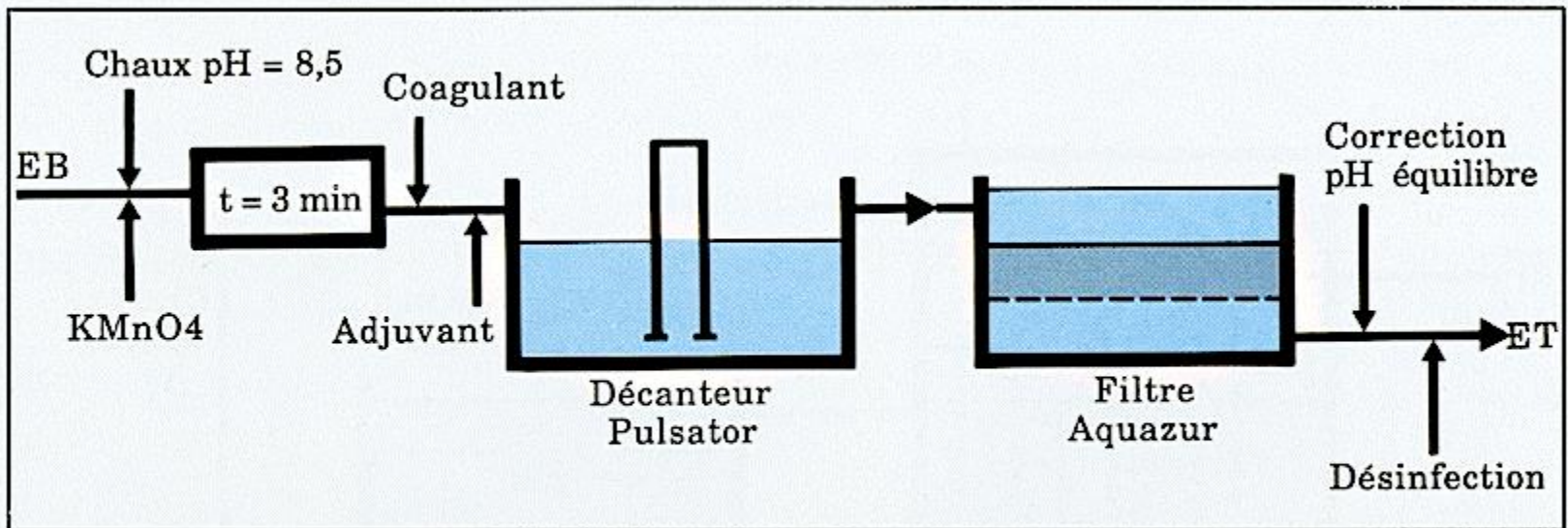


Figure 808. Schéma d'élimination du manganèse sur une eau de surface douce et colorée, contenant des MO.



Installation de la basse vallée de l'OUST (Morbihan). Débit: $400 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.
2 PULSATOR de 80 m^2 + 4 filtres AQUAZUR T de 21 m^2

b) Élimination biologique du manganèse.

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



Installation de SORGUES (Vaucluse) pour l'alimentation en eau du Syndicat Rhône-Ventoux. Débit $1200 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Démanganisation biologique. Vue des réacteurs MANGAZUR.

IV.4- La décarbonatation

IV.4.1 Adoucissement par décarbonatation à la chaux

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

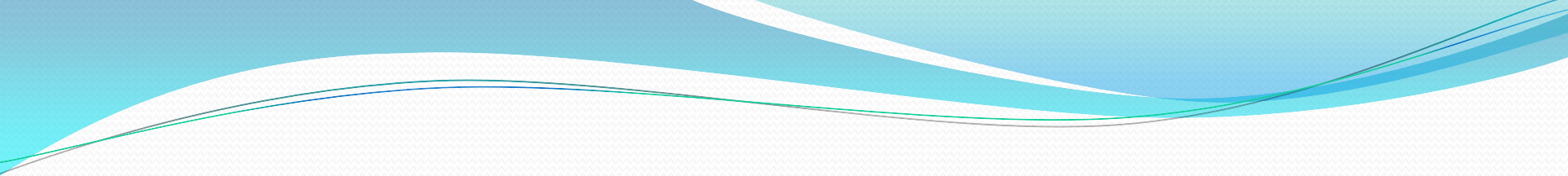
Cette décarbonatation peut être faite

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

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

Pour les traitements d'EP, on est conduit :

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



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

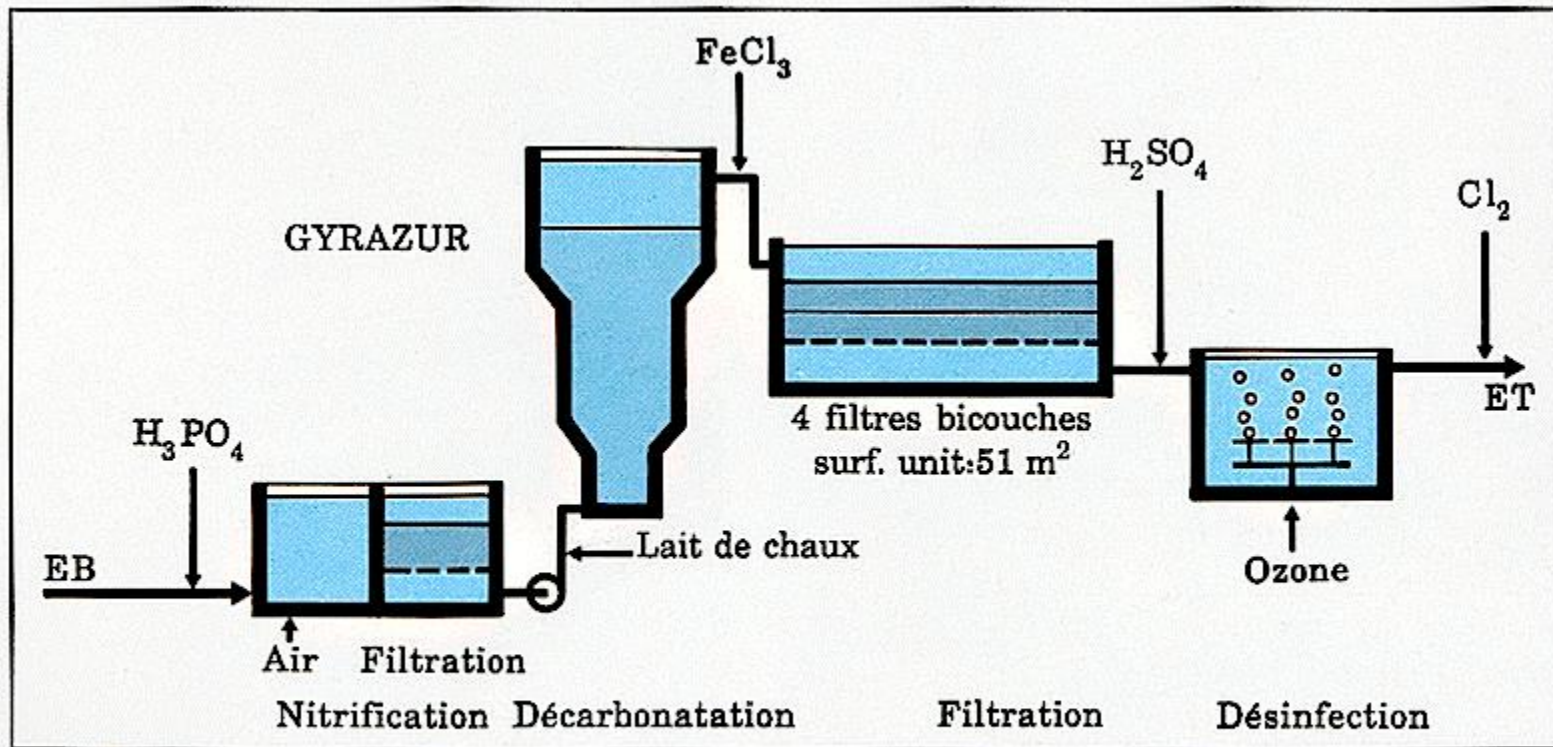


Figure 825. Schéma de l'installation de VILLENEUVE-LA-GARENNE (Hauts-de-Seine).
Débit: $1800\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$.

IV.4.2 Adoucissement sur résine

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

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

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



Adoucisseur domestique



Adoucisseur duplex

IV.5- La défluoruration

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

a) Utilisation du phosphate tricalcique

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

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

b) Emploi de l'alumine

On peut utiliser le sulfate d'aluminium, mais la dose doit être alors très élevée 150 à 1000 g.m⁻³ selon les cas. L'eau ainsi traitée peut contenir une forte dose d'aluminium dissous; il faut en prévoir la refloculation lors de l'ajustement de pH.

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

c) Adoucissement de l'eau à la chaux

Cette méthode peut être employée, à condition que l'eau présente une teneur suffisante en magnésium, car c'est la magnésie qui adsorbe le fluor. Dans le cas contraire, il faut enrichir fortement l'eau en magnésium par distribution de sulfate de magnésium ou par utilisation de chaux dolomitique. On estime qu'il faut environ 50 mg.l^{-1} de magnésium pour éliminer 1 mg.l^{-1} de fluor.

d) Autres procédés

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

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

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