

Eaux de distribution

Traitements unitaires

par **Hugues GODART**

Ingénieur civil des Mines

Ingénieur en chef à la Générale des Eaux

1. Oxydation chimique	C 5 200 - 2
1.1 Généralités	— 2
1.2 Chloration	— 2
1.3 Dioxyde de chlore	— 3
1.4 Modes d'application des composés chlorés	— 4
1.5 Ozonation	— 5
2. Adsorption	— 9
2.1 Généralités	— 9
2.2 Traitement au charbon actif	— 9
3. Traitements biologiques	— 11
3.1 Nitrification de l'ammoniaque	— 11
3.2 Biologie aérobiose à colonies fixées	— 11
3.3 Biologie anoxique	— 12
3.4 Déferrisation biologique	— 12
3.5 Démanganisation biologique	— 13
3.6 Fer et manganèse présents simultanément	— 14
4. Échange ionique	— 14
4.1 Échangeurs cationiques	— 14
4.2 Échangeurs anioniques	— 15
5. Séparation par membranes	— 15
5.1 Notions générales	— 15
5.2 Filtrations tangentielle et frontale	— 15
5.3 Microfiltration et ultrafiltration	— 16
5.4 Nanofiltration	— 17
5.5 Prétraitements et posttraitements pour les techniques membranaires	— 17
5.6 Applications actuelles de la séparation par membranes	— 17
5.7 Types de membranes	— 18
5.8 Avantages et inconvénients de la séparation par membranes	— 19
6. Traitement par les ultraviolets	— 19
6.1 Généralités	— 19
6.2 Fonctionnement d'une installation UV	— 20
6.3 Avantages et inconvénients du rayonnement UV	— 20
Pour en savoir plus	Doc. C 5 205

Si l'on ne parle plus guère à présent de processus unitaire en fonction du traitement principal visé, la notion de processus unitaire n'en reste pas moins valable quant aux principes auxquels il est fait appel : une oxydation reste une oxydation, une adsorption reste une adsorption, etc.

Dans le cas du traitement des eaux destinées à la consommation humaine, nous avons ainsi retenu sous cette appellation :

— l'oxydation chimique, avec les grandes applications des composés du chlore et l'ozone ;

- l'adsorption, et notamment l'essor des charbons actifs ;
- les traitements biologiques, qui ressortent il est vrai d'oxydations, de réductions... mais de caractères très particuliers ;
- les échanges ioniques ;
- les séparations par membranes ici regroupées bien que faisant appel à divers principes, dont la pression osmotique ;
- les traitements par les ultraviolets.

Ces processus unitaires s'appliquent à des eaux naturellement très claires ou clarifiées [C 5 199] au préalable.

L'art du traiteur d'eau est de choisir les processus et de les intégrer dans une filière performante et aussi économique que possible.

L'étude complète du sujet comprend les articles :

- C 5 198 - Eaux de distribution. Objet des traitements ;
- C 5 199 - Eaux de distribution. Clarification ;
- C 5 200 - Eaux de distribution. Traitements unitaires (le présent article) ;
- C 5 201 - Eaux de distribution. Traitements spécifiques.

1. Oxydation chimique

1.1 Généralités

Rappelons qu'une molécule oxydante est un accepteur d'électrons retirés aux molécules oxydées. À chaque oxydant est associé un réducteur conjugué : l'ion chlorure pour le chlore, l'ion chlorite pour le dioxyde de chlore, l'oxygène pour l'ozone. La faculté d'oxydation est représentée sur une échelle chiffrée définissant le potentiel d'oxydation.

En traitement d'eau, on utilise l'oxydation pour transformer des molécules gênantes en molécules acceptables sous les angles sanitaires, organoleptiques, voire visuels.

L'oxydation peut intervenir par simple aération ou par emploi de réactifs tels que le permanganate de potassium ; pour obtenir un effet marqué et aisément contrôlable, on fait appel à l'application de chlore et de ses dérivés et/ou à l'ozonation. Les deux premiers procédés sont utilisés principalement dans des processus de précipitation de sels de fer ou de manganèse, les deux derniers ont simultanément des effets de désinfection sur les germes (y compris pathogènes) et d'inactivation sur les virus. Nous reviendrons plus loin sur les notions générales de désinfection des eaux.

La figure 1 donne le schéma d'une oxydation par l'air dans un cas simple de déferrisation. En effet, l'air est le plus naturel des oxydants. C'est toutefois un oxydant faible qui n'agit pas rapidement. On ne l'utilise donc guère que pour des déferrals faciles (fer non complexé, ni associé au manganèse), pour réoxygénérer des eaux naturelles dont la teneur en O_2 dissous est un peu faible ou pour faciliter des activités bactériennes [cf. traitements biologiques (§ 3)].

1.2 Chloration

L'hydrolyse du chlore se produit suivant les réactions d'équilibre ci-après :

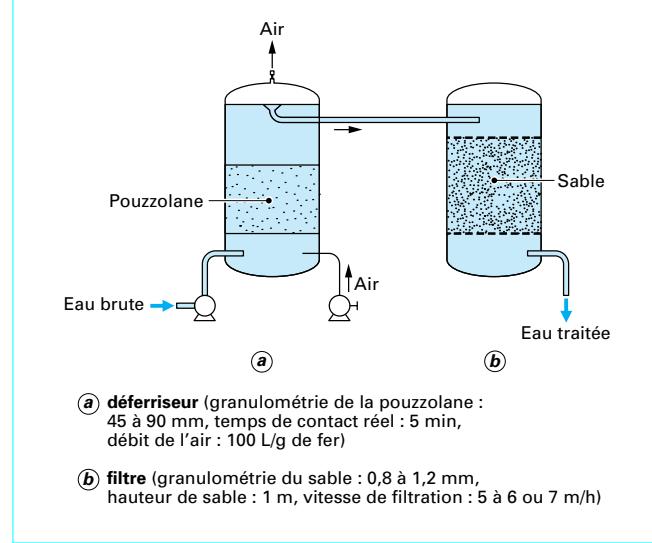
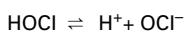


Figure 1 – Déferrisation par aération et filtration sous pression
(d'après doc. Vivendi)

Elle conduit à la présence dans l'eau de corps en proportions différentes suivant le pH :

- pH ≤ 4 : chlore (Cl_2) dissous ;
- 4 < pH ≤ 5,6 : acide hypochloreux non dissocié ($HOCl$) ;
- 5,6 < pH ≤ 9 acide et ion hypochloreux ($HOCl$ et OCl^-) ;
- pH > 9 : ion hypochloreux (OCl^-).

Les eaux naturelles ont, principalement, un pH compris entre 5 et 9 et les proportions respectives d'acide hypochloreux et d'ion OCl^- sont données par la figure 2.

L'effet désinfectant sur les germes pathogènes et l'inactivation de virus dépendent essentiellement de la teneur en acide hypochloreux non dissocié ($HOCl$). On conçoit, par conséquent, que l'efficacité d'une désinfection au chlore est en relation directe avec le pH de l'eau traitée. Lorsque la désinfection ne demande qu'un

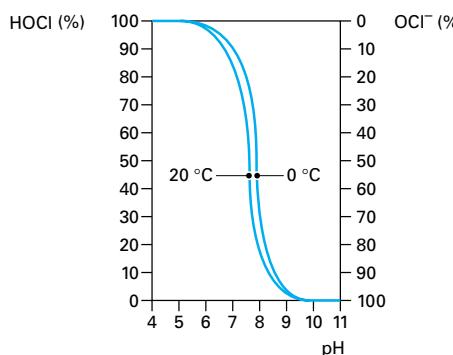


Figure 2 – Répartition de l'acide hypochloreux HOCl et de l'ion OCI⁻ en fonction du pH de l'eau

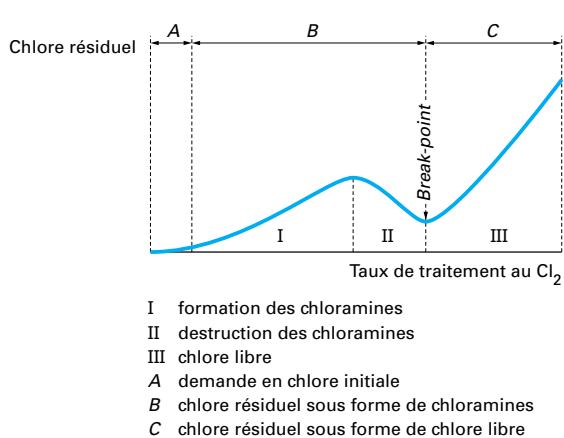


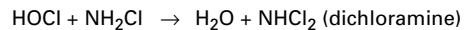
Figure 3 – Break-point

taux de traitement en chlore très faible (quelques dixièmes de gramme par mètre cube), les effets organoleptiques (goûts et odeurs) ne sont pratiquement pas sensibles. Le chlore est efficace, son utilisation ne conduit pas à des dépenses importantes. Dans ces conditions (mais dans ces conditions seulement), il n'a pas de concurrent. Néanmoins, même avec des traces (fraction de milligramme par litre) de certaines micropollutions, comme par des produits phénolés dans la chaîne de traitement de l'eau, l'application du chlore conduit à la formation de goûts pharmaceutiques désagréables et son emploi est à revoir.

L'utilisation de chlore se complique du fait que ce corps très actif se combine avec beaucoup d'autres corps notamment l'ammoniaque et les matières organiques, pour donner des chloramines ou des corps organiques chlorés. Ce chlore dit combiné, qui réagit comme le chlore libre sur certains réactifs indicateurs, risque d'induire un opérateur en erreur si ce dernier ne dispose pas de moyens d'analyse permettant de doser en les différenciant les teneurs en chlore libre et en chlore combiné, seul le premier devant être considéré comme apportant une bonne sécurité de

traitement. Cela peut conduire au traitement dit de *break-point*. Le *break-point* est atteint lorsque le taux de traitement au chlore conduit à l'apparition de chlore libre, les composés du chlore et notamment les chloramines précédemment formées se trouvant détruits (figure 3). L'application de chlore suivant la technique du *break-point* permet d'éliminer l'ammoniaque et d'assurer une bonne désinfection ainsi qu'une bonne inactivation, sous réserve d'un temps de contact prolongé.

En fonction du pH, les réactions du chlore et de l'ammoniaque sont les suivantes :



Dans la pratique, les taux d'application de chlore sont de l'ordre de 10 fois la teneur initiale en ammoniaque. Pour des teneurs non négligeables d'ammoniaque, les taux de chloration peuvent devenir très importants et ne plus avoir aucune mesure avec les taux appliqués autrefois sur les filtres de filtres lents, qui étaient de l'ordre de quelques dixièmes de gramme de chlore par mètre cube et qui peuvent être cent fois supérieurs dans une technique de *break-point*.

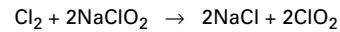
Parmi les composés organochlorés formés éventuellement par réaction du chlore sur certaines impuretés de l'eau brute (ou insuffisamment traitée), figurent des composés sapides comme les chlorophénols déjà évoqués et des haloformes rangés dans la catégorie des THM (trihalométhanes), dont on soupçonne le caractère carcinogène à doses élevées et pour lesquels on a donc fixé des valeurs limites très basses.

Le chlore, qui est un outil très puissant dans le traitement des eaux polluées par des germes, n'est donc efficace sans inconvénient que lorsqu'il s'agit d'eaux qui sont pauvres en ammoniaque et en matières organiques. C'était le cas autrefois à la sortie des traitements extensifs sur filtres lents. Avec des eaux initialement polluées, la chloration perd ses vertus de simplicité et de faible coût et, de surcroît, conduit à l'apparition de goûts et d'odeurs désagréables dans l'eau traitée.

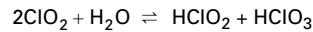
La tendance actuelle est en conséquence de n'appliquer le chlore qu'en fin de traitement, à titre de simple précaution, après un traitement complet comprenant une ozonation (§ 1.5) ou une séparation sur membranes de nanofiltration (ou équivalent). Lorsque les eaux sont chargées d'ammoniaque et de matières organiques, on a tendance à faire appel à la nitrification biologique (§ 3.1) et à l'adsorption sur charbon actif précédée d'une ozonation, de façon à éviter la formation des composés organochlorés. Dans les cas où l'utilisation du chlore est considérée comme encore obligatoire dans le cours de la filière de traitement, on peut avant distribution procéder à une déchlororation au bisulfite de sodium par exemple ; on réintroduira ultérieurement la faible dose de désinfectant juste nécessaire pour le réseau.

1.3 Dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore ClO₂ (appelé aussi usuellement bioxyde de chlore, voire parfois peroxyde de chlore) peut s'obtenir de différentes façons, la plus courante étant celle de l'action du chlore sur le chlorite de sodium :



Introduit dans l'eau, le dioxyde s'hydrolyse :



l'équilibre obtenu dépendant du pH.

Dans la pratique, on met un léger excès de chlore et on enrichit la solution par un système de boucle.

Le dioxyde a l'avantage d'agir par oxydation destructive sur de nombreux corps organiques plutôt que de former des composés ; il ne forme donc pas de THM. C'est un bactéricide et un agent inactivant efficace ; son pouvoir désinfectant reste bon notamment aux pH élevés (> 8) (contrairement au chlore). Il ne produit pas de mauvais goûts. Cependant son emploi est limité par son coût plus élevé et par le fait que le chlorate formé par hydrolyse est toxique. On recommande de ne pas dépasser un taux d'application de l'ordre de 1 g/m^3 .

Le dioxyde de chlore est efficace en démanganisation alors que le chlore n'agit guère. Par contre, il n'agit pas sur l'ammoniaque.

1.4 Modes d'application des composés chlorés

Pour tous les réactifs chlorés, il y a lieu de prévoir :

- une aire de stockage ;
- un lieu de préparation et de dosage ;
- une cuve de contact.

Les deux premiers ouvrages doivent respecter des règlements très stricts de sécurité.

1.4.1 Chlore gazeux

Il est stocké à l'état liquide en bouteilles ou en réservoirs sous pression (30 bar), appelés tanks (figure 4), et doit être séparé de l'appareillage (figure 5) si l'installation est sous pression.

Actuellement, la plupart des installations sont en dépression, les chloromètres sont fixés directement en sortie de bouteille ou de tank, et le chlore dans sa phase gazeuse est aspiré au travers du chloromètre par un hydroéjecteur (figure 6). L'eau chlorée obtenue est introduite dans l'eau à traiter en un lieu de forte turbulence.

La réglementation sur les dépôts de chlore est très stricte dès 100 kg stockés. De 100 à 500 kg (ce sont des bouteilles), il faut pouvoir immerger toute bouteille fuyarde dans un bac rempli de soude. Au-delà, les vapeurs de chlore sont aspirées et neutralisées dans une tour de contact par une solution composée de soude ou d'hyposulfite de sodium ; l'installation doit être déclenchée automatiquement à partir d'un détecteur de fuites (figure 7).

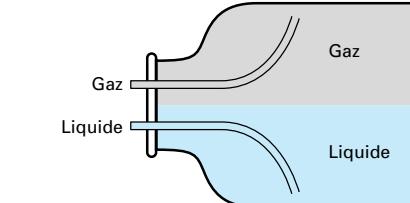
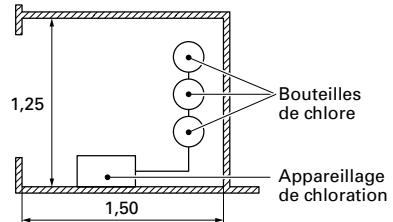
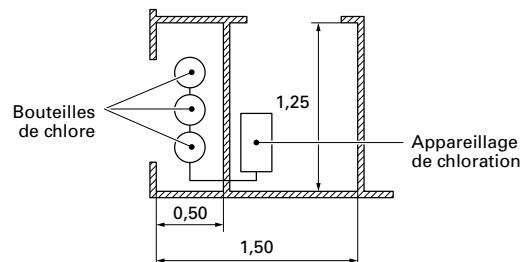


Figure 4 – Équipement d'un tank à chlore



a) local à chlore (déconseillé)



b) local à chlore (recommandé)

Les cotés sont en mètres

Figure 5 – Chlore : séparation du stockage et de l'appareillage
(d'après doc. CIFEC)

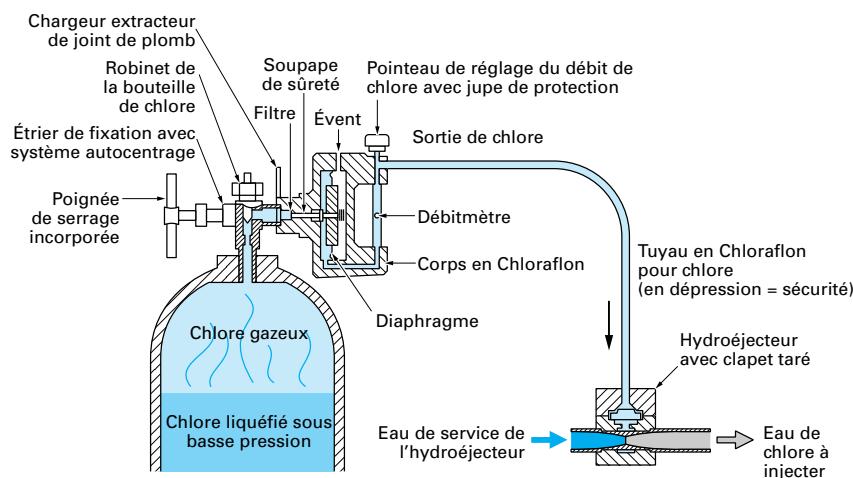


Figure 6 – Chloromètre (d'après doc. CIFEC)

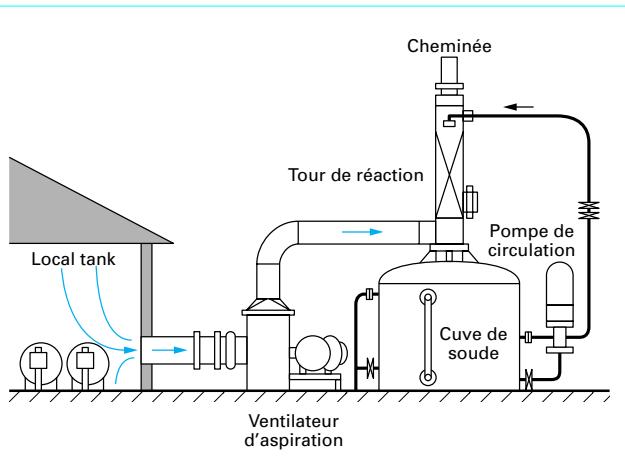


Figure 7 – Tour de neutralisation des fuites (d'après doc. CIR)

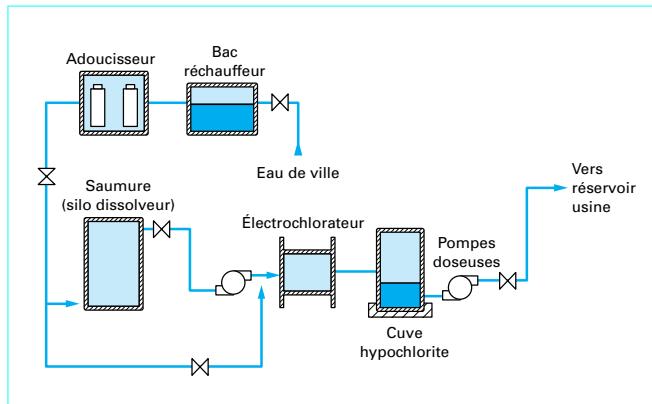


Figure 9 – Schéma d'une unité d'électrochloration
(d'après doc. Trailigaz)

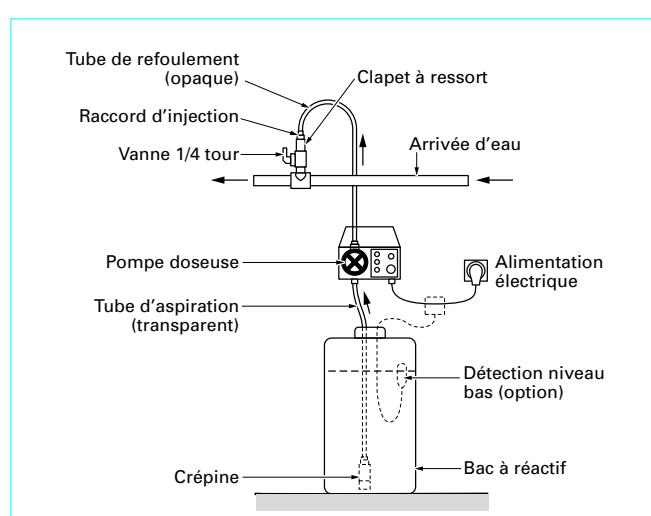


Figure 8 – Principe de montage d'une pompe doseuse
(d'après doc. CIR)

1.4.2 Hypochlorites (eau de Javel, hypochlorite de calcium)

L'hypochlorite de calcium est livré sous forme de paillettes qu'il y a lieu de dissoudre au préalable. La solution prélevée dans la cuve est dosée au débit voulu et introduite au point de mélange par pompe doseuse (figure 8).

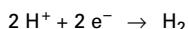
L'hypochlorite de sodium, livré sous forme liquide en bonbonne ou en camion-citerne, est également injecté par pompe doseuse (éventuellement dilué au préalable pour que le débit à pomper ne soit pas trop faible). Le stockage est soumis à une stricte réglementation. Il est cependant moins dangereux que celui du chlore gazeux.

1.4.3 Electrochloration

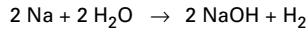
Afin d'éviter les dangers potentiels d'un gros stockage de chlore et de s'affranchir au maximum des contraintes d'exploitation liées

aux hypochlorites, les usines importantes font appel à l'électrochloration. Le principe consiste à fabriquer l'hypochlorite de sodium au moyen de l'électrolyse d'une solution de chlorure de sodium. Les réactions sont :

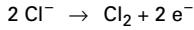
— à la cathode :



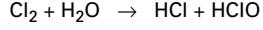
— dans l'eau :



— à l'anode :



— dans l'eau :



L'acide hypochloreux formé est neutralisé par l'hydroxyde de sodium qui se forme à l'anode pour donner l'hypochlorite de sodium (figure 9).

1.4.4 Dioxyde de chlore

Il demande le stockage de deux produits dangereux : le chlore gazeux et le chlorite de sodium. Le chlorite est livré sous forme solide en fûts. Il est stable, mais il faut soigneusement éviter de le mettre au contact de matières combustibles, particulièrement si celles-ci se trouvent sous forme divisée.

Il doit être mis en solution. La solution, prélevée et dosée, est mélangée dans un réacteur à l'eau de chlore concentrée provenant d'une installation classique de chloration (figure 10). Le mélange, après réaction (quelques minutes), est appliqué à l'eau traitée dans une zone de mélange actif.

1.5 Ozonation

1.5.1 Généralités

Forme allotropique de l'oxygène, l'ozone O_3 est un oxydant particulièrement énergique qui ne conduit guère, dans la pratique courante du traitement des eaux, à la formation de composés (ozonides) gênants, contrairement à ce qui se passe lors de la chlorination. Toutefois, certains sous-produits sont critiqués, notamment les bromates dont la valeur peut excéder celle fixée par diverses réglementations dont celle des États-Unis. Son action sur les corps minéraux oxydables et sur les matières organiques est rapide et souvent complète.

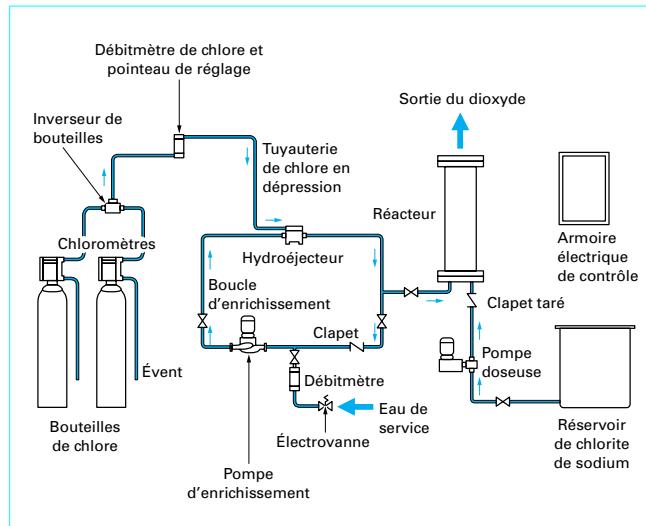


Figure 10 – Préparation et dosage du dioxyde de chlore
(d'après doc. CIFEC)

L'ozone peut agir dans l'eau selon trois processus d'oxydation notables :

- oxydation simple due à l'oxygène naissant résultant de la dissociation de O_3 en une molécule O_2 et un atome O d'oxygène ;
- catalyse de l'oxydation par O_2 dissous ;
- oxydation radicalaire : formation de radicaux de types hydroxyles et hydroperoxydes, eux-mêmes très actifs.

1.5.2 Production de l'ozone

Dans la pratique, l'ozone est obtenu à partir de l'oxygène de l'air sec que l'on fait circuler entre deux électrodes soumises à une tension alternative élevée, suffisante pour créer le passage de l'effluve électrique, mais au-dessous de la tension susceptible de provoquer le passage d'une étincelle.

Une installation d'ozone comprend (figure 11), d'une part un dispositif de production d'air parfaitement dépoussiéré et sec (dessiccation par le froid suivie d'une dessiccation sur gel d'alumine), d'autre part un ozoneur proprement dit, dans les débuts « à plaques » actuellement « tubulaire » (figure 12). L'alimentation électrique peut se faire sous des tensions industrielles de 10 000 à 20 000 V, ou sous des tensions moyennes de 6 000 à 9 000 V ; la fréquence initiale de 50 Hz utilisée, évolue vers des fréquences plus élevées de 150 à plus de 1 000 Hz, avec une alimentation en « trains d'ondes ».

On fait actuellement de plus en plus appel à l'oxygène liquide en lieu et place de l'air. Cela simplifie la chaîne de préparation de l'oxygène ultrasec et dépoussiéré, qui est simplement remplacée par un évaporateur et un filtre entre le stockage d'oxygène liquide et l'ozoneur proprement dit. La consommation spécifique d'énergie s'en trouve à peu près réduite de moitié. En contrepartie, il faut tenir compte des contraintes d'approvisionnement et de stockage.

Dans le domaine de la fabrication des ozoneurs, l'industrie française est un leader mondial aussi bien en ce qui concerne la puissance unitaire des appareillages que les capacités globales des stations de traitement en service.

1.5.3 Application de l'ozone

Le transfert de l'ozone à l'eau doit se faire de préférence par un processus étagé, en assurant le maintien d'une concentration résiduelle dite résiduel permanent d'ozone choisi en fonction du résultat recherché et qui est, par exemple, de 0,4 g/m³ pour assurer un pouvoir désinfectant vis-à-vis des germes et inactivant vis-à-vis des virus (confirmation des études de Coin, Hannoun, et Gomella).

Ce transfert étagé est nécessaire tant pour obtenir le résultat recherché avec le taux d'application minimal que pour assurer un temps de contact suffisant (actuellement 6 min au minimum) pour que tous les processus complexes et successifs que met en jeu l'ozoneation aient eu le temps de se dérouler.

L'ozone dans l'eau est instable et sa vitesse de décomposition est fonction de la concentration dissoute (figure 13).

$$\frac{dC}{dt} = -aC$$

avec C concentration résiduelle d'ozone au temps t ,
 a coefficient de décomposition lié à la qualité de l'eau.

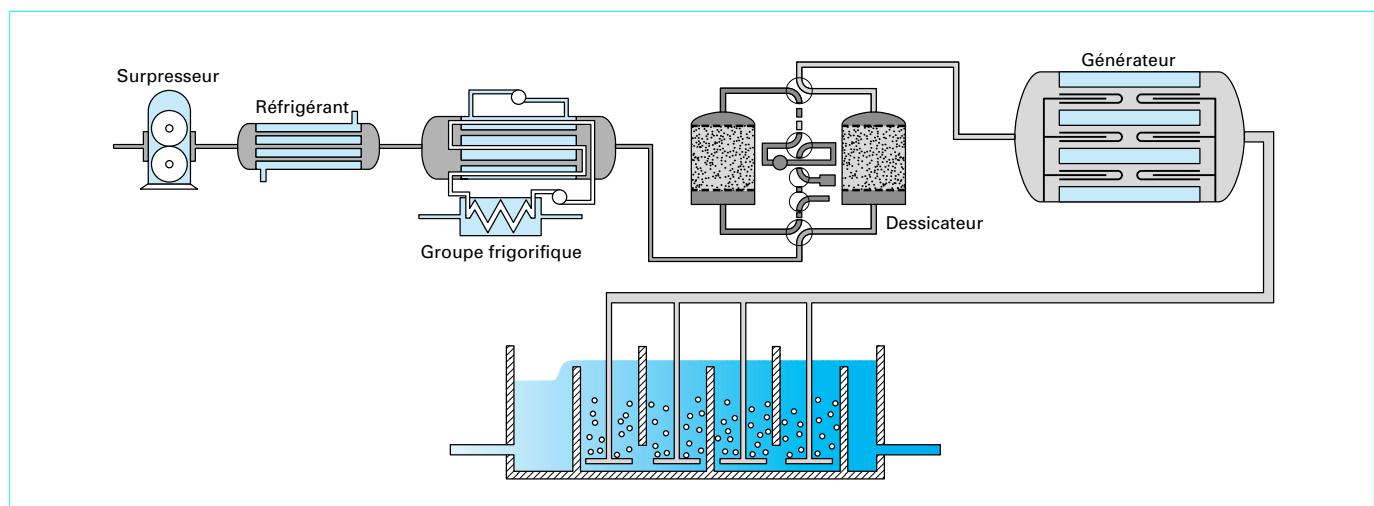
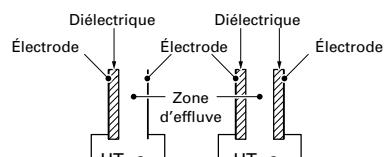
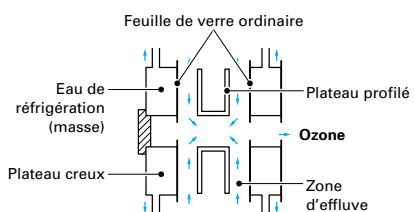


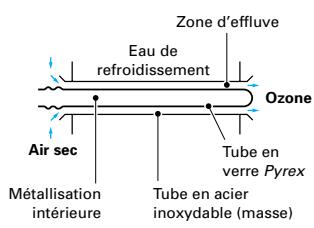
Figure 11 – Doseur d'eau de Javel proportionnel (d'après doc. Trailigaz)



(a) schéma de principe



(b) ozonateur à plaque



(c) ozonateur tubulaire

Figure 12 – Ozonateur (d'après doc. Trailigaz)

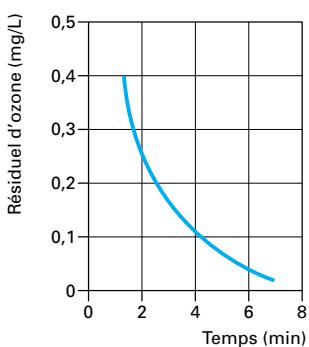


Figure 13 – Décomposition de l'ozone dans l'eau

Il faut donc maintenir C au résidu exigé pour le déroulement des processus d'oxydation ou d'inactivation (figure 14) (par exemple $0,4 \text{ g/m}^3$ pour l'effet virucide, mais sans le dépasser, sinon la quantité inutilement décomposée (dC/dt) s'accroîtra proportionnellement).

Parmi les moyens pour optimiser l'ozonation, on peut citer :

- le type d'écoulement dans le ou les contacteurs ;
- le débit relatif air ozoné/eau ;

Taux de traitement global (%)

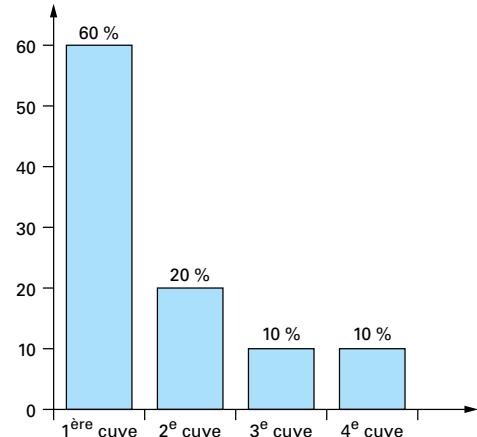


Figure 14 – Exemple de répartition d'un taux de traitement global à l'ozone nécessaire au maintien d'un résidu constant

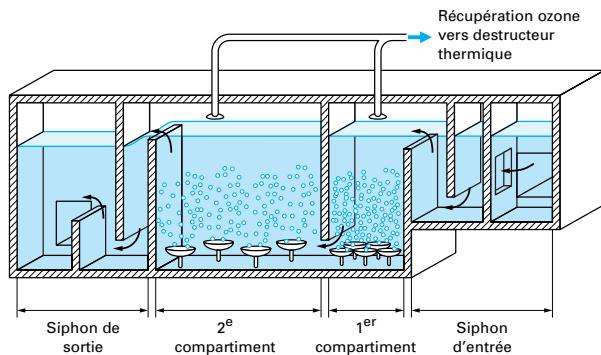


Figure 15 – Exemple de tour de postozonation (d'après doc. Vivendi)

- les caractéristiques du système de diffusion ;
- la hauteur d'eau dans la zone de transfert.

On utilise actuellement la technique des cuves en béton armé avec diffusion par poreux (figure 15).

La diffusion par poreux se fait en deux temps dans une cuve comportant deux compartiments :

— **compartiment n° 1** : déterminé par un temps de contact de 2 min. La quantité d'ozone injectée est telle que, en sortie, on dispose d'un résidu d'ozone dissous de $0,4 \text{ g/m}^3$. C'est le stade d'oxydation. Le contact a lieu à contre-courant ;

— **compartiment n° 2** : déterminé par un temps de contact de 4 min. La quantité d'ozone injectée permet de maintenir le résidu d'ozone de $0,4 \text{ g/m}^3$. Le contact a lieu à cocourant.

La hauteur d'eau au-dessus des poreux doit être comprise entre 3,50 et 4 m.

La tour comporte des joints hydrauliques pour que l'air ozoné reste emprisonné à la partie supérieure afin d'être évacué par des événements.

Pour des recyclages d'ozone, on fait également appel à des turbines ou à des émulseurs.

Une autre technique de mise en contact est celle des mélangeurs statiques, qui sont des inserts mobiles implantés dans une tuyauterie ; le rendement est fonction de la charge et de l'énergie dépensée. Cette technique permet notamment la réhabilitation d'installations existantes sans gros frais de génie civil.

1.5.4 Effet de l'ozonation

Les actions désinfectantes, à l'égard des germes pathogènes, et inactivantes, à l'égard des virus, sont obtenues en quelques minutes sous la seule réserve que soit maintenu un résiduel suffisant ($\pm 0,4 \text{ g/m}^3$). Les taux d'application, suivant la qualité des eaux et des produits susceptibles d'être attaqués par l'ozone, varient de 1 à 6 g/m^3 ($2,5 \text{ g/m}^3$ en moyenne).

Les microalgues (et leurs toxines), les protozoaires, les molusques de petite taille, leurs larves et une grande partie des autres composantes du plancton sont détruits en quelques minutes pour des taux de traitement faibles : $0,5$ à 1 g/m^3 (résiduel final voisin de zéro).

Les composés du fer et du manganèse sont précipités même s'ils se trouvent inclus dans des complexes organométalliques.

La couleur et l'odeur des eaux d'origine naturelle sont éliminées aisément. Une grande partie des matières humiques et des phénols perdent leurs effets nocifs après une courte ozonation. Dans tous les cas, les odeurs et les goûts désagréables sont éliminés.

L'ozonation conduit à une destruction des doubles liaisons des composés organiques. Dans les cas où la minéralisation totale n'est pas obtenue, les corps organiques sont mis sous une forme oxydée plus simple et souvent sous forme de chaîne linéaire, sous laquelle ils sont mieux et plus rapidement assimilables par les micro-organismes. On dit que la biodégradabilité des produits est améliorée.

Cela peut constituer un défaut en fin de filière si le traitement amont n'est pas complet. Bien que totalement inoffensive et conforme aux normes, l'eau traitée peut conduire, dans le réseau de distribution, à des proliférations de germes saprophytes (communs et non pathogènes). Une solution pour les éviter est de procéder à une injection inhibitrice d'un composé chloré (dioxyde de chlore par exemple) à très faible dose $\leq 1 \text{ g/m}^3$. Cet inconvénient ne provient pas directement de l'ozonation, mais du fait que l'ensemble du traitement n'a pas été poussé suffisamment (l'affinage de l'eau a été incomplet).

Une parade à cette prolifération consiste à utiliser cette propriété de l'ozonation pour favoriser une biodégradation dans les filtres avant le traitement final. On utilise ainsi une préozonation suivie d'une clarification classique. Les dernières traces de matières organiques sont éliminées et, après le stade final d'ozonation virulicide, la dose stabilisatrice éventuellement nécessaire de dioxyde de chlore peut être réduite à une valeur très faible $\leq 0,5 \text{ g/m}^3$.

Le schéma le plus actuel combine trois compartiments d'ozonation, étagés au sein de la filière de traitement, utilisant les différentes possibilités de diffusion et de recyclage de l'air ozoné : cette technique a été mise en œuvre pour la première fois dans le Finistère et décrite sous le nom de *triozonation* (figure 16).

La meilleure connaissance actuelle des évolutions des différentes formes du carbone organique, dont le carbone organique bio-assimilable (CODB), met en évidence une légère remontée de ce paramètre après une oxydation par l'ozone. Aussi est-il recommandé de terminer la filière par une adsorption sur charbon actif en grains.

Par ailleurs, l'ozone, seul ou en association avec le peroxyde d'hydrogène par exemple, transforme des molécules complexes comme les pesticides en sous-produits appelés métabolites (exemple : l'atrazine est transformée en déséthylatrazine, désisopropylatrazine, hydroxyatrazine, elles-mêmes sans doute pouvant être transformées si l'on pousse l'oxydation), comptés en tant que pesticides dans la réglementation européenne au même titre que

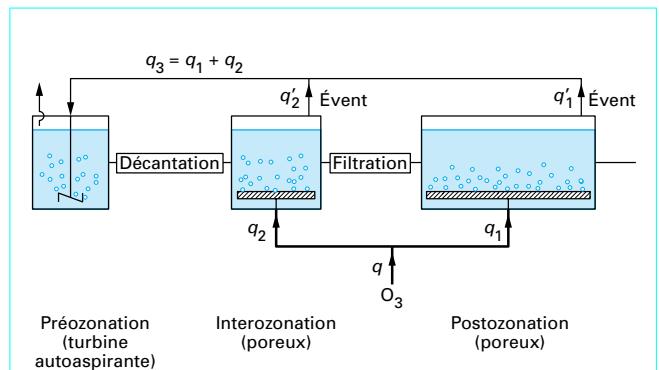


Figure 16 – Principe de la triozonation (d'après doc. Trailigaz)

les molécules mères. Dans les cas où de tels produits sont présents dans les eaux brutes, il convient de compléter les traitements par une adsorption sur charbon actif, ou par une séparation membranaire du type nanofiltration.

1.5.5 Ozoflottation

Le procédé d'« ozoflottation » a pour avantage d'utiliser conjointement :

- le phénomène physique de flottation ;
- les propriétés oxydantes de l'ozone.

Celui-ci est donc particulièrement bien adapté au désalage des eaux de barrage, eaux généralement douces, peu turbides, colorées, chargées en matières organiques et présentant un pouvoir colmatant important.

L'installation comprend (figure 17) :

- une cuve de mélange rapide où le floculant est injecté à des doses pouvant atteindre, si nécessaire, le double des doses utilisées lors d'un collage sur filtre ;
- un ouvrage permettant l'ozoflottation.

L'ozoflottateur est composé de deux compartiments :

- un compartiment dit d'ozonation dans lequel une quantité maximale de fines bulles de gaz ozoné sont obtenues par un balayage de diffuseurs poreux à l'aide d'un courant d'eau additionnel. Les bulles de plus grands diamètres remontent le long de ce compartiment au même titre que dans une colonne d'ozonation classique. La vitesse de l'eau traversant ce compartiment de haut en bas entraîne les fines bulles d'un diamètre compris entre 200 et 500 μm dans un second compartiment dit de flottation ;
- dans ce second compartiment, les fines bulles sélectionnées permettent une flottation de la majeure partie des matières colmantantes (principalement les algues et autres éléments emprisonnés dans le floc).

L'eau ainsi préozonée et flottée est alors collectée en partie basse du flottateur et évacuée par des goulottes.

Les flottants sont éliminés périodiquement par élévation du plan d'eau dans l'ouvrage et écrémage dans les goulottes. Cet écrémage est généralement facilité par la mise en place de rampes de pulvérisation.

1.5.6 Coût de l'ozonation

Le procédé a la réputation d'être onéreux. Mais la comparaison est souvent mal faite. À taux égal d'application, l'ozone revient 3 à

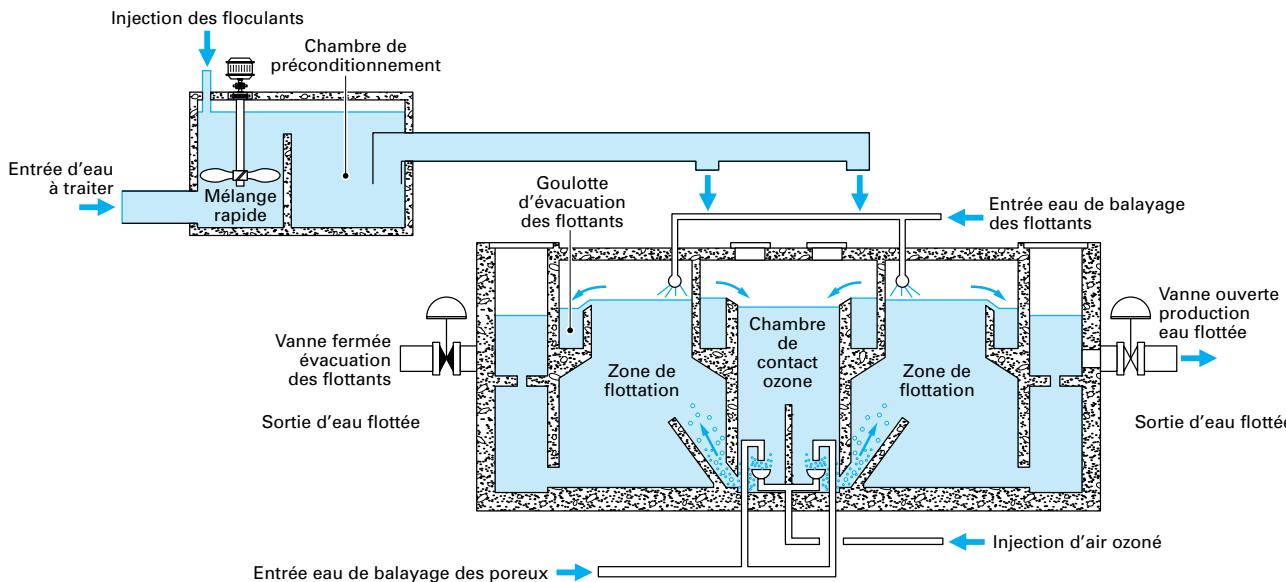


Figure 17 – Installation d'ozoflottation (d'après doc. OTV)

5 fois plus cher qu'une chloration simple et 1,5 fois plus cher qu'une application de dioxyde de chlore (amortissement + frais proportionnels). Dans le cas simple où les eaux ne sont pas polluées au départ et où la chloration simple peut être appliquée à très faible dose, il est certain que l'ozonation est plus onéreuse, d'autant plus que les investissements initiaux restent plus élevés que pour le chlore.

On peut remarquer cependant que, même dans ce cas, la qualité organoleptique de l'eau traitée sera meilleure. Par contre, on ne peut comparer les deux procédés dans les cas où les eaux brutes initiales sont polluées, ce qui est le fait de la plupart des eaux superficielles : pollution industrielle pour les eaux courantes, pollution du métabolisme des algues pour les lacs et retenues. Dans de tels cas, la chloration est un traitement mal adapté et ne répond pas toujours aux exigences des normes et à celles des usagers. Par ailleurs, si la méthode du *break-point* (§ 1.2) devient indispensable, les taux de chloration peuvent devenir 4 à 5 fois supérieurs au taux d'ozonation ; les coûts sont alors plus comparables, mais pour des résultats bien plus satisfaisants dans le cas de l'ozonation.

Une attitude pragmatique est indispensable et un bilan technico-économique doit être établi avec soin pour conforter le choix définitif.

Une comparaison qualitative des avantages et inconvénients des différents procédés de désinfection apparaît sur les diagrammes de la figure 18.

2. Adsorption

On se reportera à l'article [J 2 730] *Adsorption* du traité Génie des procédés.

2.1 Généralités

Un corps très finement divisé peut, dans certaines conditions, fixer à sa surface des corps dissous, notamment les grosses molécules organiques.

Cette fixation résulte de deux liaisons : liaisons de Van der Waals pour l'adsorption physique, liaison de valence et de covalence pour l'adsorption chimique également appelée chimisorption.

2.2 Traitement au charbon actif

Dans la pratique du traitement de l'eau, lorsque l'on désire obtenir un effet net d'adsorption, on utilise les charbons actifs. Les charbons actifs sont préparés à partir de corps possédant une structure de cellulose qui peut, par pyrolyse et/ou action chimique (carbonisation à l'abri de l'air à 500 °C et oxydation contrôlée à 1000 °C), être transformée en structure de carbone de très grande surface massique (600 à 1500 m²/g) (figure 19). Le charbon actif se présente soit sous forme d'une poudre (particules de 10 à 50 µm), soit sous celle d'un matériau granuleux.

Dans le premier cas, il est appliqué en tête de la décantation ou, plus rarement, en tête des filtres ; dans le second, il constitue le lit granuleux d'ouvrages parfois appelé deuxième étage de filtres. On vise alors en principe uniquement son effet adsorbant, et il est placé après des filtres à sable (ou dans les filtres multicouches après le sable), mais avec des problèmes de mélange après lavage). On peut également utiliser simultanément ses propriétés de support de traitements biologiques : la surface très divisée du charbon se prête en effet parfaitement à l'établissement, au sein du lit filtrant, d'une vie biologique qui, généralement, s'installe spontanément si l'on ne prend pas des mesures préventives pour l'empêcher dans le cas où l'on désire l'éviter. Enfin, il est parfois également utilisé comme matériau filtrant, mais alors il perd très

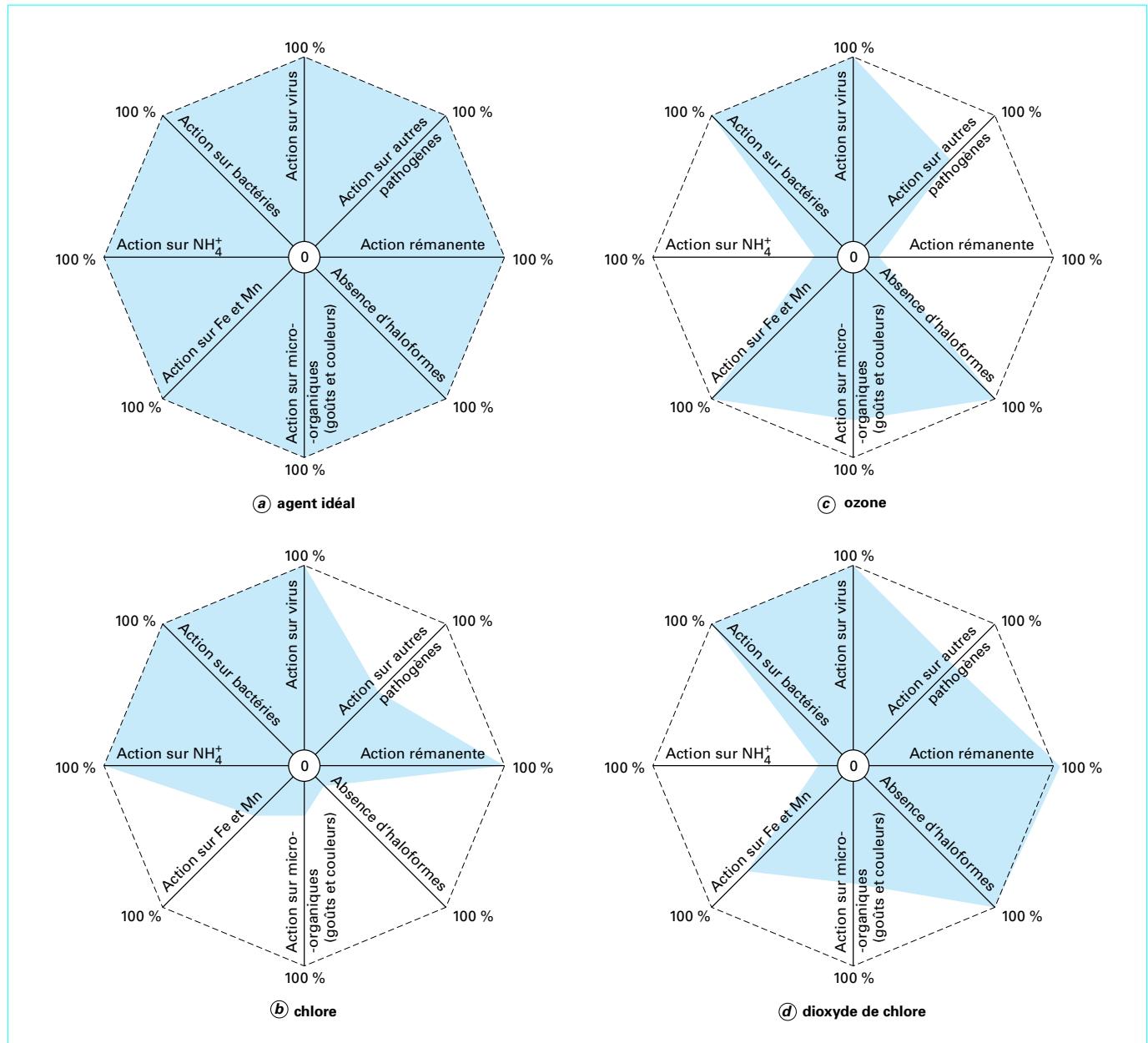


Figure 18 – Synthèse schématique des actions du chlore, de l'ozone et du dioxyde de chlore (d'après MM. Gomella et Musquere, doc. AIDE)

rapidement ses propriétés adsorbantes ; cette utilisation n'est donc ni techniquement, ni économiquement intéressante.

Les taux de traitement au **charbon actif en poudre** (CAP) vont de quelques grammes à 30 g voire parfois 50 g par mètre cube. Des études récentes ont en effet mis en évidence que l'efficacité sur les micropolluants d'un « surdosage » au-delà de 30 g/m³ s'affaiblissait considérablement. L'utilisation du charbon actif en poudre ne permet aucune récupération ni régénération du matériau. Dans ces conditions, la tendance est de l'utiliser parfois en prétraitement continu au taux de quelques grammes, mais surtout de le considérer comme un moyen de lutte massive de courte durée

contre une pointe de pollution organique, notamment à l'occasion d'une grave pollution accidentelle.

Pour un traitement continu, on préfère la mise en œuvre du **charbon actif en grain** (CAG) disposé dans des filtres. Le matériau après épuisement peut être extrait des filtres et ensuite régénéré.

L'exploitation des filtres à CAG est analogue à celle des filtres à sable. Lorsqu'ils servent à l'adsorption combinée au traitement biologique, les granulométries du matériau et les vitesses de filtration avoisinent celles des filtres à sable ; lorsqu'ils ne servent qu'à l'adsorption, on peut choisir une granulométrie plus élevée et des vitesses plus grandes, notamment du fait qu'ils ne sont traversés

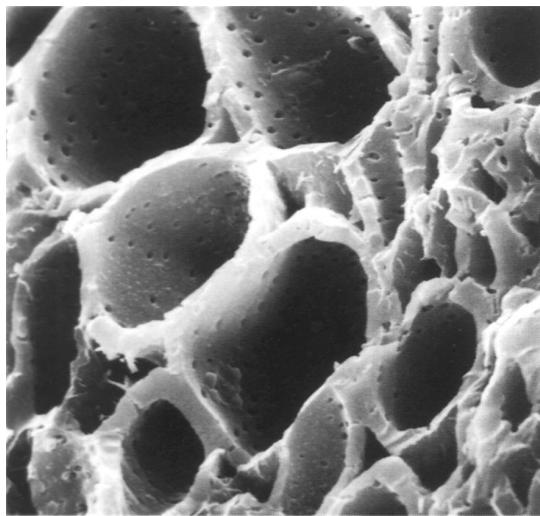


Figure 19 – Structure au microscope électronique d'un charbon actif base noix de coco (d'après doc. PICA)

que par des eaux déjà filtrées et que leur vitesse de colmatage est faible. Lors du lavage, il faut éviter les pertes excessives au moment du contre-courant ; des procédures de lavage modifiées par rapport à celles des filtres à sable sont adoptées.

• Filtres ouverts

Leur dimensionnement est fondé sur les éléments suivants :

- le rapport entre le volume et le débit horaire en m^3/h est compris entre 1/3 et 1/6, ce qui revient à un temps de contact de 10 à 20 min ;

- la hauteur de charbon varie le plus souvent entre 1 m et 1,50 m. Dans certains cas, on peut avoir des épaisseurs plus importantes (2 à 3 m) ;

- l'expansion du charbon actif lors du lavage varie énormément avec la marque et le type du charbon. Celle-ci est comprise entre 20 et 35 % suivant la température. Il convient de consulter le fournisseur, cette donnée conditionne la garde à prévoir entre le niveau supérieur du charbon et la cote de déversement des goulottes d'évacuation d'eau de lavage.

• Filtres fermés

Pour les filtres fermés, en général métalliques et sous pression, les temps de contact sont souvent proches de 10 min et les hauteurs de charbon supérieures à 1,5 m.

Le charbon actif, dont l'emploi se développe rapidement, est un moyen très efficace pour lutter contre les mauvais goûts, les odeurs et la couleur. Souvent son emploi est préconisé après une ozonation multiétagée, en particulier lorsque l'on recherche les effets bénéfiques d'une action biologique, et pour abaisser le taux de carbone organique.

Des effets d'adsorption beaucoup moins marqués, mais non négligeables, se produisent au niveau des flocons formés par les applications des coagulants. Des corps nocifs sont également adsorbés à la surface des particules argileuses ou sur les boues formées par des agglomérats biologiques pouvant se trouver en suspension dans l'eau brute. Une excellente clarification qui élimine les flocons, les corps en suspension et les agglomérats biologiques est donc indispensable pour bénéficier totalement des effets de l'adsorption.

3. Traitements biologiques

Certains micro-organismes s'attaquent à des composés minéraux ou organiques par des actions oxydantes ou réductrices.

Exemple : les bactéries nitrato-réductrices vont réduire les nitrates en divers composés de l'azote dont l'azote gazeux au stade final. À l'opposé, des bactéries nitrifiantes permettent d'oxyder l'ammoniaque en différentes formes de l'azote.

Ces bactéries se développent chacune dans des conditions optimales différentes, mais, en général, elles se développent mieux à température moyennement élevée 15 à 25 °C qu'à température basse inférieure à 10 °C.

Il existe aussi des bactéries pour dégrader les matières organiques, et pour éliminer des éléments tels que le fer et le manganèse.

3.1 Nitrification de l'ammoniaque

Les processus biologiques peuvent naître spontanément en tout point où se trouvent amassés des agglomérats de germes actifs. La nitrification de l'ammoniaque peut ainsi être obtenue au cours de la filtration sur du sable (voire dans la traversée d'un lit de micro-sable fluidisé), ou du charbon actif dans les limites des teneurs en oxygène dissous. L'élimination de 1 g/m³ d'ammoniaque requiert 4,25 g/m³ d'oxygène dissous et 8,5 g/m³ de bicarbonate, soit environ un TAC de 0,7 °F. Pour des eaux insuffisamment oxygénées (certaines eaux souterraines notamment), il faut procéder à une aération ou à une ozonation préalable. Il y a lieu de noter que, lorsque l'on désire obtenir cet effet biologique, il faut éviter une pré-chloration trop forte qui aurait un effet inhibiteur sur les germes de nitrification et qui, par ailleurs, a tendance à former des chloramines qui ne sont pas biologiquement dégradables.

La nitrification de l'ammoniaque se divise en deux étapes :

- **nitrification** : l'ammoniaque (NH_4^+) est oxydé en nitrites (NO_2^-) par des bactéries de type *Nitrosomas* ;

- **nitrification** : les nitrites (NO_2^-) sont oxydés en nitrates (NO_3^-) par des bactéries de type *Nitrobacter*. À noter que les quantités de nitrates formées à partir de concentrations en (NH_4^+) de l'ordre du mg/L sont très faibles et représentent des concentrations également de l'ordre du mg/L, soit 50 fois moins que la réglementation.

L'activité de ces bactéries est optimale pour des pH compris entre 7,2 et 8,5 et des températures de 12 à 20 °C ; toutefois, on a constaté que certaines souches maintenaient une activité jusque vers 4 °C.

Dans le cas où l'on désire une nitrification biologique pour des teneurs d'ammoniaque dépassant 1 g/m³, il est nécessaire de procéder à un apport permanent d'oxygène (le filtre Biocarbone* d'OTV répond notamment à ce besoin). C'est une technique voisine de celle des filtres biologiques utilisés pour l'épuration des eaux usées (cf. article [C 5 220] *Traitement des eaux usées urbaines* dans ce traité).

3.2 Biologie aérobie à colonies fixées

Elle vise la pollution organique et l'ammoniaque.

Dans la méthode *Biocarbone* le cœur du dispositif réside dans un filtre de charbon actif macroporeux résistant à l'attrition (érosion mutuelle des grains). Le charbon actif ne joue qu'accessoirement un rôle d'adsorbant, il n'est par conséquent que faiblement activé. Il est destiné à fixer les **zooglées** bactériennes qui absorbent les matières organiques et les dégradent.

Nota : *zooglée* : agglomérat de colonies bactériennes et de matières organiques.

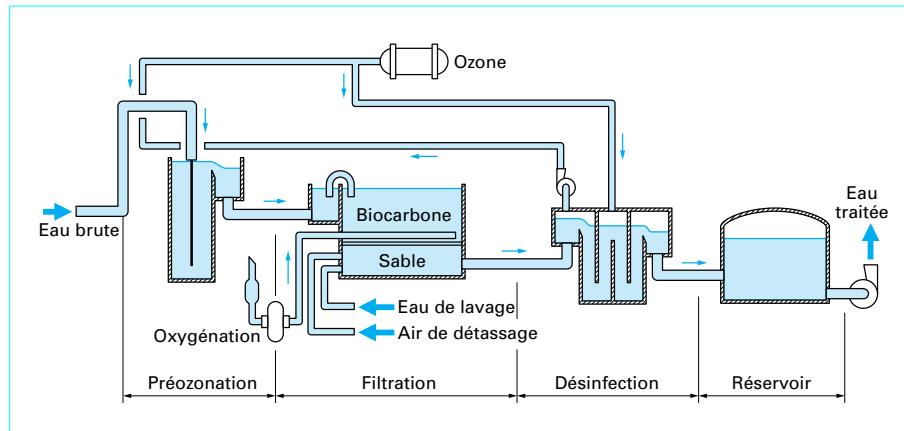


Figure 20 – Nitrification à l'usine d'Annet-sur-Marne (d'après doc. OTV)

Dans le cas de la présence d'ammoniaque, les bactéries spécifiques de la nitrification se développent dans les zooglaces. L'ammoniaque est transformé au stade ultime en ion nitrate.

La figure 20 représente le schéma de l'application du procédé Biocarbone à l'usine d'Annet-sur-Marne (70 000m³/j).

Il est possible, dans certains cas de remplacer le charbon actif macroporeux par des agglomérés argileux spécialement traités. Les conditions aérobies sont assurées par une injection d'air permanente à mi-hauteur du filtre dont la partie inférieure remplit la fonction classique de clarification par filtration.

3.3 Biologie anoxique

Les eaux fortement chargées en ion nitrate (dépassement du taux maximal acceptable) peuvent en être débarrassées par la biologie en absence d'oxygène. Lorsque les conditions convenables de milieu sont réunies, des bactéries spécifiques de la dénitrification se développent dans le lit ; elles transforment l'ion nitrate en azote qui est évacué. Ces conditions convenables impliquent simultanément l'absence d'oxygène, la présence d'un accepteur d'hydrogène (dans le cas donné : l'ion nitrate) et celle d'un fournisseur de carbone.

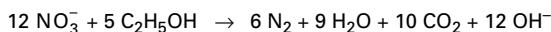
La circulaire n° 1143 du 24 juillet 1985 précise les procédés ayant reçu l'approbation des autorités sanitaires. Elle distingue les procédés hétérotrophes faisant appel à une source de carbone organique et les procédés autotrophes où la source de carbone est minérale (maërl).

Dans les procédés hétérotrophes autorisés, les chaînes de traitement comportent :

- une injection d'un produit carboné [acide acétique pour le procédé Degremont, éthanol pour celui de l'Omnium de traitement et de valorisation (OTV)] appelé substrat ; ce dernier fournit aux bactéries nitrato-réductrices les électrons nécessaires pour passer de (NO₃) à (N₂) ;

- éventuellement une injection de phosphate pour aider le développement bactérien.

Les bactéries sont fixées sur un support minéral. La réaction globale qui se produit est du type (avec l'éthanol comme substrat) :



En fait, la dénitrification est le résultat d'une chaîne de réactions biologiques au cours desquelles des enzymes spécifiques interviennent à chaque stade de la réduction :

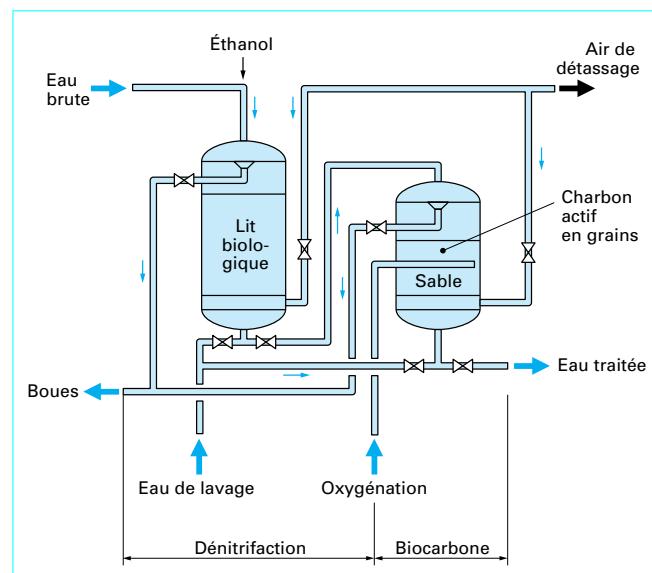


Figure 21 – Dé-nitrification biologique (d'après doc. OTV)

La réaction biologique est suivie d'une réoxygénération, d'une filtration et d'une désinfection (procédés Nitrazur de Degremont, Biocarbone d'OTV).

Dans le procédé autotrophe, l'eau à haute teneur en nitrates passe sur du soufre granulé, le carbone provenant du maërl qui sert de matériau support mélangé au soufre. L'eau traitée voit sa teneur en sulfates accrue de 1,7 fois la teneur en nitrates éliminés. L'eau dénitrifiée est aérée, filtrée et désinfectée.

L'avantage majeur de la dénitrification biologique est l'absence d'éluats concentrés en nitrates comme dans le cas de l'échange d'ions.

La figure 21 schématisse le procédé de dénitrification.

3.4 Déferrisation biologique

Les bactéries intervenant dans la déferrisation présentent la particularité de produire des enzymes catalysant la réaction d'oxydation du fer par l'oxygène atmosphérique. Ces bactéries sont des bactéries filamentueuses (*Leptothrix*) ou autres (*Gallionella*).

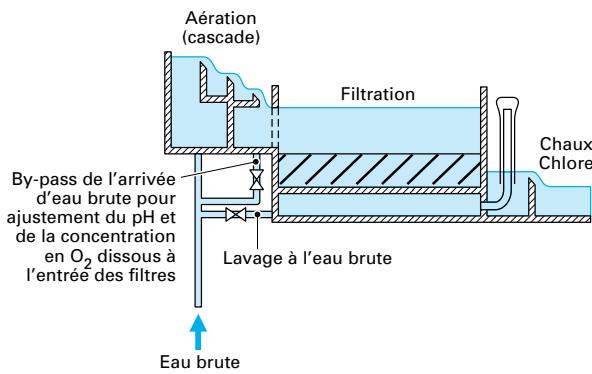


Figure 22 – Déferrisation biologique à l'air libre (d'après doc. Vivendi)

Ces micro-organismes sont très répandus dans la nature (eaux souterraines, tuyauteries, eaux de sources, marais, étangs...), et l'ensemencement naturel des installations de traitement ne pose en général pas de problème.

Les conditions de croissance de ces bactéries sont :

- teneur en H_2S (absence de toxique) inférieure à 0,025 mg/L ;
- température comprise entre 10 et 25 °C ;
- pH compris entre 6 et 8 ;
- peu d'oxygène dissous (2 mg/L) ;
- potentiel d'oxydoréduction E/H_2 généralement compris entre 100 et 400 mV/H₂.

La déferrisation biologique peut être réalisée à l'air libre ou sous pression.

Habituellement, les installations comportent essentiellement (figures 22 et 23) :

- un relèvement du pH (pas systématique) ;
- un dispositif d'aération pour maintenir la concentration en oxygène dissous entre 0,5 et 2 mg/L :

- cascades,
- cuve de contact ;

- une filtration sur sable de quartz :

- vitesse de filtration (10 m/h pour des filtres gravitaires, 25 à 35 m/h avec filtre sous pression),
- granulométrie $\geq 1,2$ mm,
- épaisseur de sable 1 m à 1,50 m,
- lavage des filtres réalisé à l'aide d'eau non chlorée ou à faible résiduel en désinfectant,
- capacité de rétention 4 à 5 000 g de fer par m^2 de filtre.

Les avantages principaux de la déferrisation biologiques sont :

- la rapidité d'oxydation permettant des vitesses de filtration très élevées jusqu'à 20 à 35 m/h (10 à 15 m/h en pratique) ;
- la suppression des réactifs chimiques ;
- l'abaissement des coûts d'exploitation ;
- la possibilité de traiter des teneurs en fer allant jusqu'à 10 mg/L.

On remarquera que la déferrisation biologique n'est pas toujours applicable. Il est conseillé de pratiquer des essais sur site (figure 24).

3.5 Démanganisation biologique

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

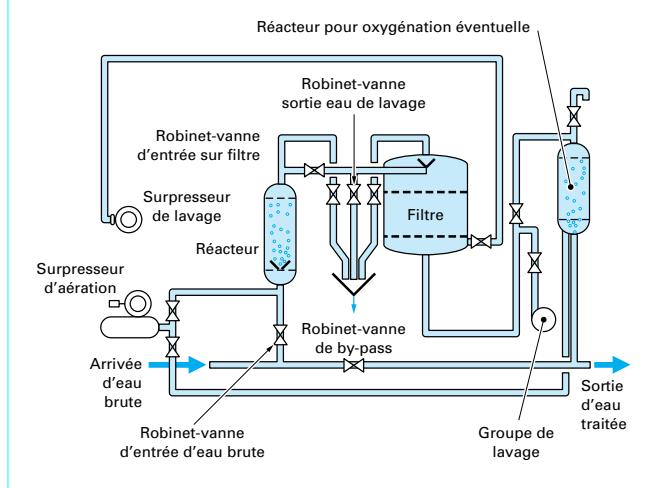


Figure 23 – Déferrisation biologique sous pression
(d'après doc. Vivendi)

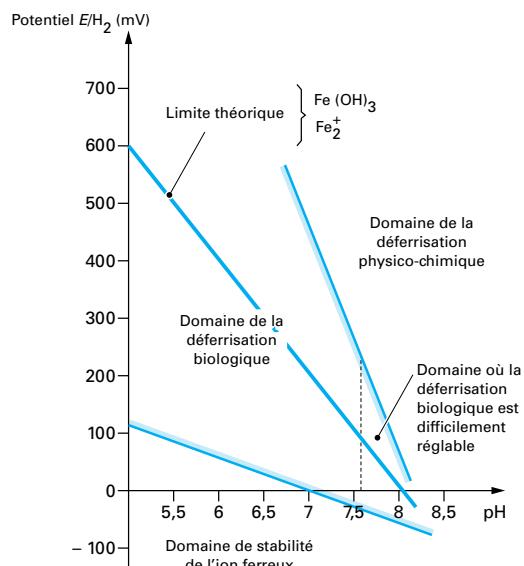


Figure 24 – Domaine de déferrisation biologique
(d'après étude Mouchet)

— pour certaines, l'oxydation du manganèse est indirecte : elle est due à l'augmentation du pH liée à la croissance de ces bactéries. Cette augmentation de pH au voisinage de la bactérie permet l'oxydation de manganèse par l'oxygène de l'air à une vitesse appréciable ;

— pour d'autres bactéries, elle est due à l'action d'une enzyme intracellulaire ;

— pour d'autres encore, le manganèse dissous commence par s'adsorber à la surface de la membrane cellulaire. Il est ensuite oxydé par voie enzymatique. Le manganèse se concentre alors sous forme de précipité autour des cellules ou dans les gaines des bactéries filamenteuses.

Pour leur développement, ces bactéries exigent :

- un potentiel redox d'environ 450 mV/H₂ ;
- un pH compris entre 7 et 8.

L'ensemencement peut demander jusqu'à 60 jours.

Les installations sont similaires à celles utilisées pour la défermentation biologique.

Les avantages sont analogues à ceux de la déferrisation.

3.6 Fer et manganèse présents simultanément

Les conditions de potentiel redox sont très différentes. La démanganisation ne commencera qu'après la déferrisation.

Il convient de prévoir alors deux étapes de filtration et, le plus souvent, un léger apport de permanganate de potassium avant la démanganisation.

4. Échange ionique

On se reportera aux articles *Échange d'ions* dans le traité Génie des procédés.

Jusqu'à une date récente, seules les résines échangeuses de cations étaient autorisées dans le traitement des eaux potables (circulaire du 3 mai 1963).

La circulaire n° 1136 du 21 juillet 1985 autorise l'emploi de résines échangeuses d'anions et définit les conditions et prescriptions techniques auxquelles elles doivent obligatoirement répondre (nature des résines, mise en œuvre, régénération).

Une application immédiate en découle pour le traitement de dénitrification (figure 25). Les échanges autorisés sont ceux de l'ion NO₃⁻ entre l'ion chlorure Cl⁻ ou l'ion bicarbonate HCO₃⁻, le régénérant devant être le chlorure de sodium ou le bicarbonate de sodium. Le traiteur d'eau fait appel aux échangeurs suivants.

4.1 Échangeurs cationiques

Résines cationiques fortes

Les résines cationiques fortes sont présentées dans le tableau 1.

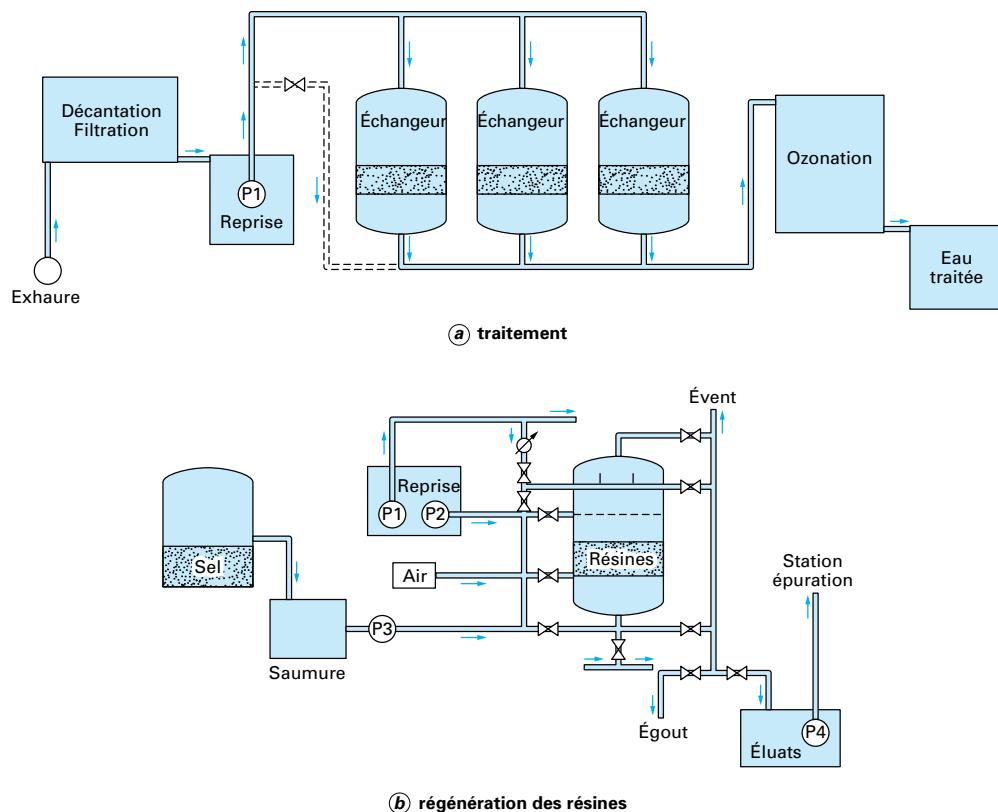


Figure 25 – Filière de traitement avec dénitrification à cocourant (d'après doc. Vivendi)

Tableau 1 – Présentation des résines cationiques fortes

Résine	Cations fixés	Cations remplacés	Utilisation	Régénération
Sous forme sodium ($R - Na^+$)	Alcalino-terreux Mg^{2+} et Ca^{2+}	Sodium Na^+	Adoucissement par permutation sodique	Sel de sodium : chlorure de sodium
Sous forme hydrogène ($R - H^+$)	Tous les cations	Hydrogène H^+	Déminéralisation totale	Acide chlorhydrique, acide sulfurique (parfois)

Tableau 2 – Présentation des résines anioniques fortes

Résine	Anions fixés	Utilisation	Régénération
Sous forme $R - OH^-$	Anions	Traitements de déminéralisation totale en aval d'un échangeur cationique fortement acide	Soude caustique $NaOH$
Sous forme Cl^-	Nitrate (NO_3^-)	Dénitrification	$NaCl$

Résines cationiques faibles

Elles ont une grande affinité tant que le pH est supérieur à 4,5 pour :

- le cation hydrogène H^+ ;
- pour les cations autres que H^+ .

Ces résines sont souvent utilisées pour effectuer simultanément un adoucissement et une décarbonatation.

4.2 Échangeurs anioniques

Les résines anioniques fortes sont présentées dans le tableau 2.

L'eau traitée doit impérativement être désinfectée.

5. Séparation par membranes

5.1 Notions générales

La filtration classique ne permet pas d'éliminer les particules ou micro-organismes de taille inférieure à 1 micromètre. Pour des particules plus fines, des techniques de séparation par membranes sont employées (figure 26). La dimension des pores de chaque membrane définit le pouvoir de séparation, appelé aussi seuil de coupure.

Ce seuil de coupure permet de caractériser ainsi la microfiltration et l'ultrafiltration. La microfiltration correspond à des pores d'un dixième de micromètre. L'ultrafiltration correspond elle à des pores d'un centième de micromètre. Ces deux techniques membranaires fonctionnent à basse pression.

Au-delà, la nanofiltration, avec un seuil de coupure très bas (1 nanomètre), fonctionne sous des pressions plus élevées ; elle est intermédiaire entre ces filtrations et l'osmose inverse. La nanofiltration permet d'éliminer les virus, les molécules et certains ions dissous dans l'eau comme les carbonates, les sulfates et même les nitrates en fonction de la membrane utilisée.

La technique de l'osmose inverse va encore plus loin et fait appel à des notions de pression, très différentes des notions de granulométrie ou de taille de pores pour les différents médias filtrants.

Pour rappeler cette notion de pression fondamentale en osmose inverse et même en nanofiltration, mettons en contact une eau « pure » et une eau contenant une forte quantité de sels dissous figure 27.

Ce contact est assuré par l'intermédiaire d'une simple séparation par une membrane primitivement animale perméable à l'eau seule. Le niveau dans les deux cuves est initialement le même. L'eau pure diffuse au travers de la membrane : son niveau s'abaisse alors que celui de la solution concentrée s'élève.

Lorsque le transfert ne se fait plus, un compartiment contient toujours de l'eau pure, tandis que l'autre a augmenté de volume et conservé ses sels dissous. La différence de niveau entre ces 2 compartiments définit une pression, dite pression osmotique. C'est le principe de l'osmose qui obéit à une loi d'équilibre des pressions.

Pour débarrasser l'eau des sels dissous, le procédé inverse de l'osmose est employé.

Une pression est appliquée sur l'eau à traiter contenant des sels dissous. Cette pression permet de vaincre la pression osmotique et de faire traverser l'eau vers le compartiment d'eau pure. On obtient d'un côté une eau presque pure dont le volume a augmenté et de l'autre côté, une solution de plus en plus concentrée dont le volume s'est réduit.

Cette technique est employée pour dessaler l'eau de mer et les eaux saumâtres ainsi que pour produire de l'eau ultrapure dans l'industrie.

Seules la nanofiltration et l'osmose inverse retiennent les substances dissoutes grâce à des membranes très performantes. La nanofiltration fonctionne sous des pressions dites moyennes, plus faibles que celles nécessaires à l'osmose inverse.

5.2 Filtrations tangentielle et frontale

La circulation de l'eau se fait souvent de manière parallèle à la membrane, ou média, pour limiter l'accumulation de matières à la surface de la membrane et donc, limiter son colmatage. Dans ce cas, la filtration est dite tangentielle.

Ce mode de filtration est bien adapté aux eaux fortement chargées en particules macroscopiques et matières en suspension comme les eaux karstiques.

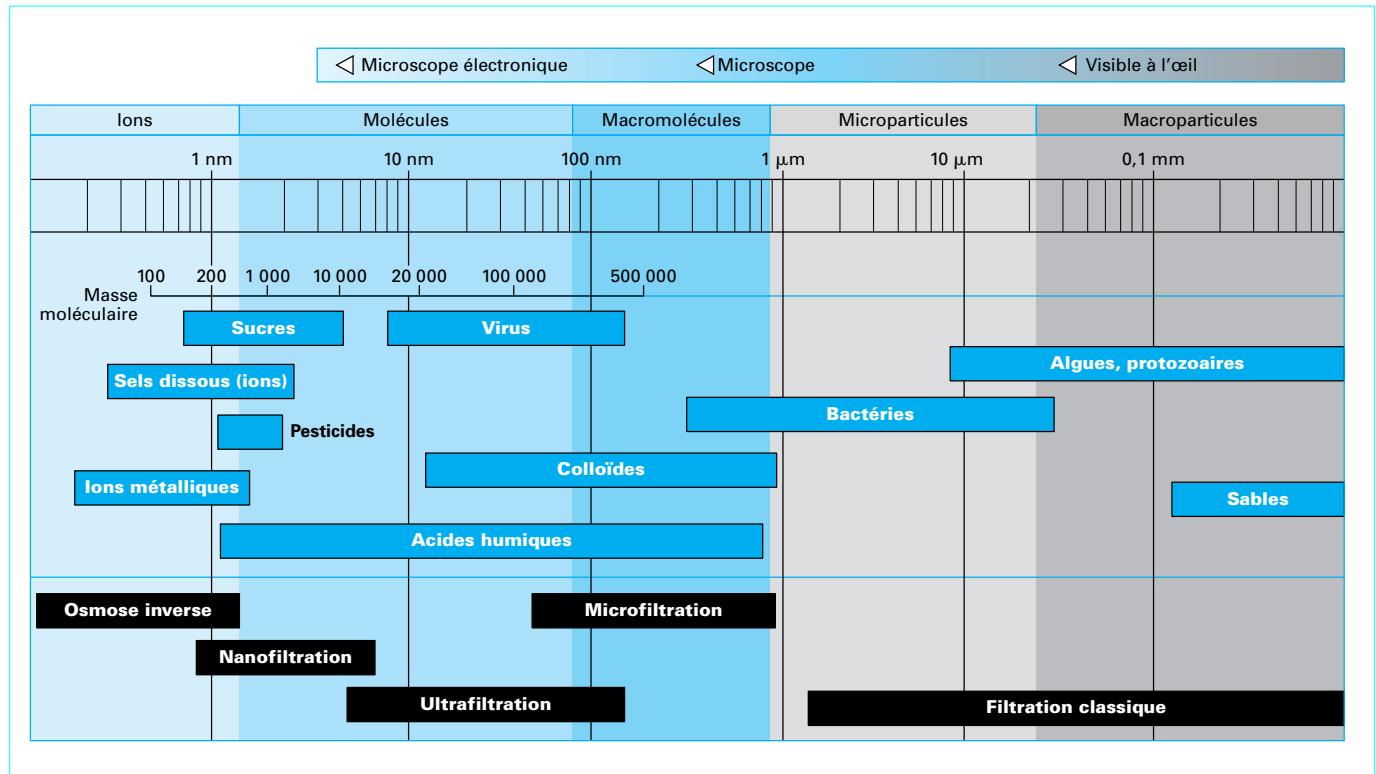


Figure 26 – Différentes techniques de séparation par membranes (d'après doc. Hydrex)

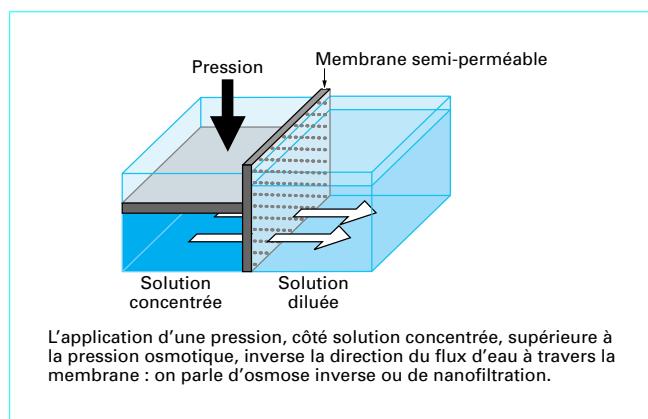


Figure 27 – Principe de la nanofiltration (d'après doc. Hydrex)

En microfiltration ou ultrafiltration, la filtration peut être également frontale. Dans ce cas, l'eau traverse la membrane perpendiculairement à celle-ci.

Ce mode de filtration est plus économique mais moins bien adapté aux eaux fortement chargées en matières en suspension.

Comme les autres techniques de séparation, les membranes nécessitent des opérations de nettoyage. Il faut désencrasser les pores par de l'eau traitée sous pression, à contre-courant notamment, et balayer la surface sale.

Dans le cas de la nanofiltration et de l'osmose inverse, l'eau doit être préalablement débarrassée de ses matières en suspension et particules macroscopiques de façon très poussée pour limiter le colmatage des membranes.

5.3 Microfiltration et ultrafiltration

5.3.1 Microfiltration

La microfiltration est une technique de filtration fine à basse pression (1 à 2 bar), à travers une membrane microporeuse (la taille des pores est de l'ordre de 0,1 µm).

Elle permet de retenir :

- des particules et des macromolécules en suspension ;
- des bactéries, virus et autres micro-organismes.

La circulation de fluide est soit tangentielle à la membrane ou média, soit frontale. Cette technique est bien adaptée à la clarification des eaux de surface et au traitement des eaux pouvant se charger occasionnellement en matières en suspension (eaux karstiques).

5.3.2 Ultrafiltration

L'ultrafiltration est une technique de filtration fine à basse pression (2 à 3 bar), qui permet de retenir des particules et macromolécules de l'ordre de 0,01 µm.

Associée avec du charbon actif en poudre, en suspension dans l'eau avant la membrane et recirculé, les performances de rétention de molécules comme celles des pesticides sont très bonnes (procédé Cristal de Degrémont).

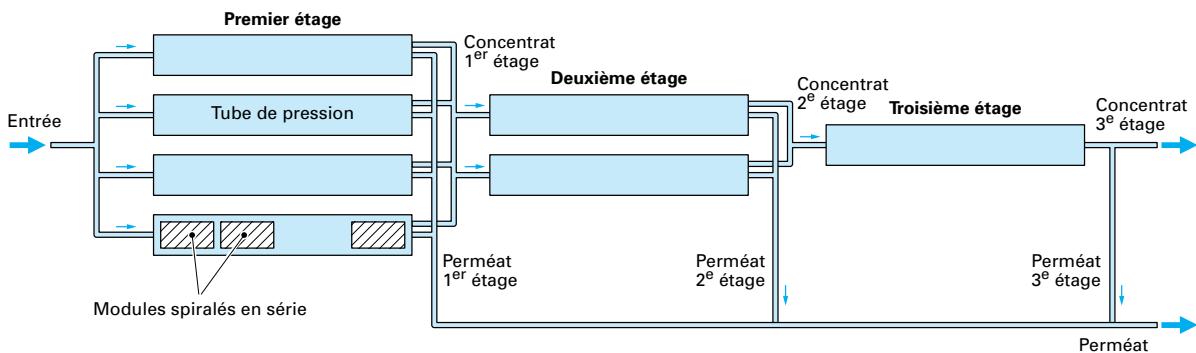


Figure 28 – Fonctionnement de la nanofiltration

5.4 Nanofiltration

5.4.1 Définition

La nanofiltration est une technique d'affinage. Compte tenu de la taille très faible des pores, l'eau à filtrer doit impérativement être exempte de particules en suspension.

La nanofiltration se rapproche de l'osmose inverse, mais fonctionne à pression plus faible (5 à 10 bar).

La nanofiltration retient des substances dissoutes dans l'eau, en pourcentage variable selon les types de molécules et les types de membranes employées. Elle entraîne une baisse de l'alcalinité et du pH de l'eau.

Le fonctionnement d'une unité de nanofiltration est basé sur le passage de l'eau dans des modules combinés pour obtenir un fort taux de conversion ($\approx 85\%$) :

$$\text{taux de conversion} = \frac{\text{débit du perméat (eau traitée)}}{\text{débit d'alimentation entrant}}$$

5.4.2 Fonctionnement

Les modules spiralés sont placés en série dans des tubes de pression (généralement 8 éléments par tube). Ces tubes de pression sont organisés en étages successifs de filtration (figure 28).

Chaque étage a un rendement hydraulique d'environ 50% : quand 100 m^3 entrent sur le premier étage, il sort 50 m^3 de perméat (eau nanofiltrée) et 50 m^3 de concentrat contenant l'ensemble des polluants retenus par les membranes (concentrés 2 fois).

Les 50 m^3 de concentrat rentrent alors sur le deuxième étage qui a également un rendement de l'ordre de 50 %. Il en sort 25 m^3 de concentrat et 25 m^3 de perméat. Le concentrat du deuxième étage rentre sur le troisième étage qui reçoit donc l'eau la plus chargée (concentrée 2×2 fois).

Pour un système à trois étages, la production se répartit de la façon suivante pour 100 m^3 :

- $50 + 25 + 12,5\text{ m}^3$ de perméat, soit 87,5 % ;
- 12,5 % de concentrat qui doit être rejeté ou traité.

En réalité, les pertes en eau (concentrat) d'une installation de nanofiltration sont plutôt de l'ordre de 15 % pour la partie membrane seule. Le dimensionnement de l'installation devra être calculé en tenant compte de ces pertes en eau.

5.5 Prétraitements et posttraitements pour les techniques membranaires

5.5.1 Prétraitements

Des prétraitements sont indispensables pour :

- limiter l'enracinement des carters de filtration en microfiltration et ultrafiltration (microtamisage à $\approx 200\text{ }\mu\text{m}$) ;
- limiter le colmatage des membranes de nanofiltration ou d'osmose inverse non rétrolavables (clarification complète par filière classique jusqu'à la filtration sur sable et filtration sur cartouches à $5\text{ }\mu\text{m}$) ;
- éviter les précipitations de sels (comme les carbonates) à la surface des membranes de nanofiltration ou d'osmose inverse par injection d'acide ou d'autres produits chimiques appropriés (séquestrants).

5.5.2 Posttraitements

Surtout dans le cas de la nanofiltration et de l'osmose inverse, il faut rééquilibrer l'eau traitée devenue agressive (ces deux techniques retiennent le calcium et le magnésium en laissant passer le dioxyde de carbone sous forme de bicarbonates), par les techniques de reminéralisation.

5.6 Applications actuelles de la séparation par membranes

Applications :

- dessalement d'eau de mer et d'eaux saumâtres (osmose inverse) ;
- désinfection ;
- pesticides ;
- composés organiques à masse moléculaire assez élevée (hydrocarbures, phénols...) ;
- ions di ou trivaux en particulier sulfates, carbonates ;
- nitrates pour certaines membranes spécifiques (et autres composés monovalents éventuels) ;
- autres micropolluants.

Toutes les techniques membranaires nécessitent un prétraitement et une désinfection finale à caractère rémanent.

Selon la nature des eaux à traiter, chaque technique a sa place dans une filière de traitement plus ou moins complète ; elle peut y remplacer, ou y compléter, certains modules comme indiqué sur la figure 29.

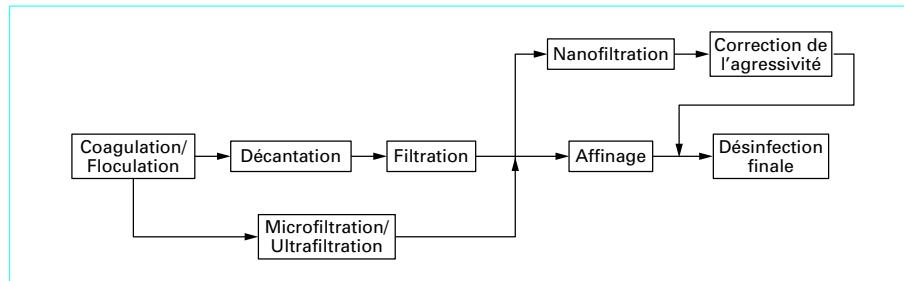


Figure 29 – Place de la séparation par membrane dans une filière de traitement

5.7 Types de membranes

Il existe deux sortes de membranes :

- les membranes organiques ;
- les membranes minérales.

5.7.1 Membranes organiques

Les membranes organiques sont réalisées en polymère de type polyacétate de cellulose, polypropylène, polysulfone, polyacrylonitrile. Ces membranes doivent être nettoyées régulièrement. Le tableau 3 donne les caractéristiques principales des différents types de modules membranaires existants.

Les deux types de filtres qui prédominent actuellement sont le filtre à fibres creuses (figure 30) et le filtre à membrane en spirale (figure 31).

5.7.2 Membranes minérales

Les membranes minérales, de forme tubulaire, sont fabriquées en alumine, en carbone ou en oxyde de zirconium sur support poreux en aluminium, en carbone, en métal ou en silice.

Les membranes minérales résistent à l'érosion, elles acceptent tous les styles de fluides chargés ou non sans prétraitement spécifique (tamisage...). Elles résistent à la pression, à la température. Elles peuvent être lavées chimiquement à l'acide ou à la soude. Ces membranes peuvent, de plus, être décolmatées par injection d'un flux d'eau ozonée sous pression, circulant en sens inverse de celui du liquide à traiter.

Elles ont un rapport encombrement/surface filtrante plus important que les membranes organiques. Le coût de fabrication des éléments filtrants est plus élevé.

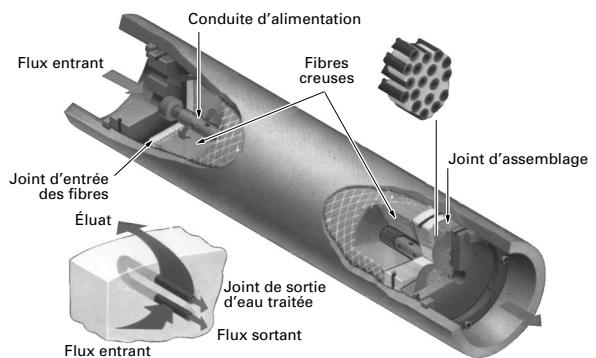


Figure 30 – Filtre à fibres creuses (d'après doc. Cadagua)

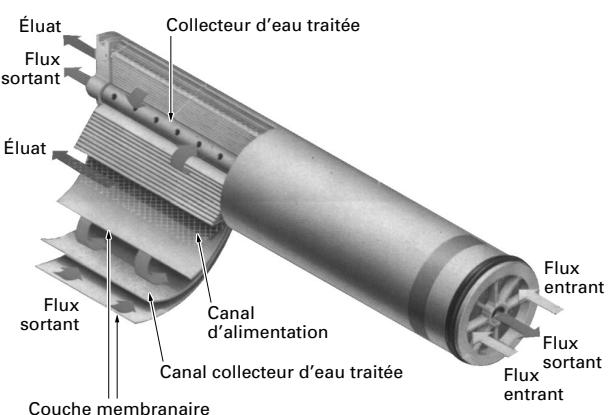


Figure 31 – Filtre à membrane en spirale (d'après doc. Cadagua)

Tableau 3 – Caractéristiques principales des différents types de modules membranaires existants

Types de modules	Prétraitement	Perte de charge	Encombrement	Exploitation
Membrane plane	Facultatif	Faible	Assez compact	Simple
Fibres creuses	Facultatif	Faible	Très compact	Plus délicat
Membrane spirale	Nécessaire	Moyenne	Compact	Plus délicat
Membrane tubulaire	Facultatif	Faible	Peu compact	Très simple

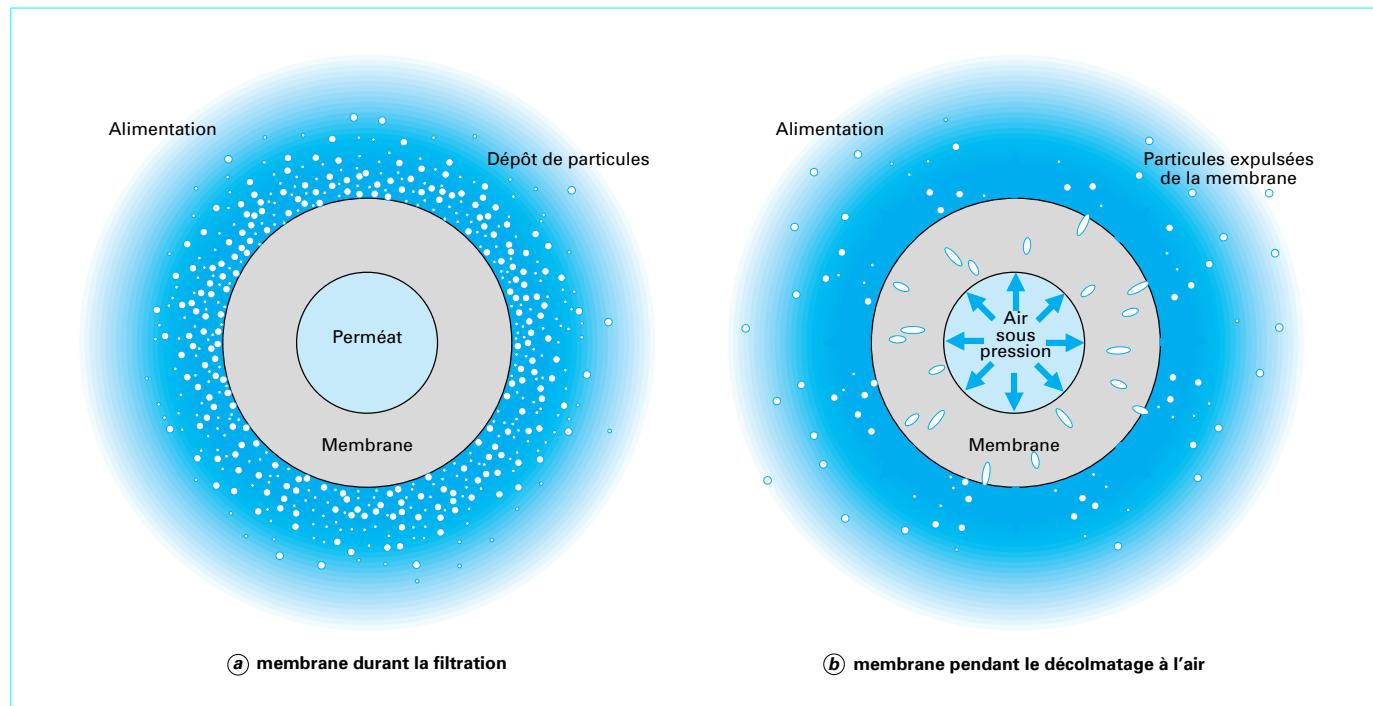


Figure 32 – Décolmatage d'une membrane par l'air à contre-courant (d'après doc. Hydrex)

5.8 Avantages et inconvénients de la séparation par membranes

Les **avantages** de la séparation par membranes sont :

- la facilité d'automatisation ;
- la qualité constante de l'eau traitée :
 - abaissement notable, en particulier, des matières organiques,
 - diminution de produits dissous,
 - respect des valeurs réglementaires,
 - qualité organoleptique respectée ;
- la limitation de l'usage de réactifs chimiques ;
- la mise en œuvre rapide par rapport à des constructions en béton ou pour des unités de secours ;
- les installations compactes ;
- les modules élémentaires de dimension standardisée et facilement interchangeables.

Les **inconvénients** sont en contrepartie :

- la pression amont élevée qui crée des contraintes physiques importantes notamment sur les membranes. Elle peut entraîner des dégazages au sein même des membranes lors de la dépression. Au fur et à mesure de l'enrassement des membranes, le débit filtré a tendance à chuter. Une augmentation automatique de la pression en amont de la membrane est quelquefois proposée pour maintenir constant le débit filtré.
- le colmatage irréversible des membranes au cours du temps malgré des lavages réguliers (qui peuvent être à contre-courant sur les membranes non spiralées). La durée de vie oscille entre 5 et 10 ans ;
- la capacité de filtration assez faible ($0,2 \text{ m}^3/\text{h}$ par m^2 de membrane).

L'air sous pression est parfois utilisé pour effectuer le décolmatage à contre-courant (figure 32).

6. Traitement par les ultraviolettes

6.1 Généralités

Les rayons UV font partie des radiations non visibles émises par le soleil, de longueur d'onde comprise entre 100 et 400 nm (1 nanomètre ou $\text{nm} = 10^{-9}$ mètre soit 1 millionième de mm) (figure 33).

Les UV_C (longueur d'onde de 200 à 280 nm) ont le plus fort effet inactivateur sur les micro-organismes (souvent appelé effet germicide). Ils inactivent : les bactéries, les virus, les champignons, les levures, les algues... En traversant la membrane de ces micro-organismes, ils détruisent les molécules d'ADN.

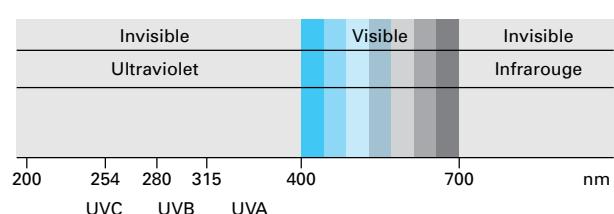


Figure 33 – Spectre du rayonnement solaire

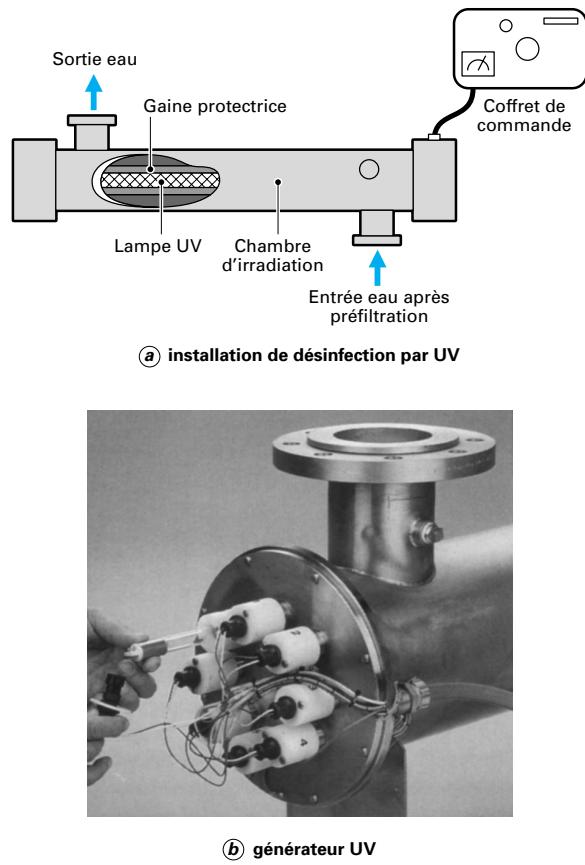


Figure 34 – Fonctionnement d'une installation de traitement d'eau par les ultraviolets

L'effet maximal est obtenu à la longueur d'onde de 254 nm. Il s'agit d'une action dite photochimique.

En présence d'ozone ou de peroxyde d'hydrogène, le rayonnement UV engendre des radicaux (notés OH[•]) qui occasionne des oxydations supplémentaires.

Les lampes UV à basse pression ont un spectre de rayonnement de 200 à 315 nm centré sur la longueur d'onde 254 nm ; elles sont utilisées pour les débits inférieurs à 50 m³/h. Au-delà, on préfère les lampes à moyenne pression.

Les règles générales d'utilisation de cette technique ont été fixées par la circulaire du 19 janvier 1987 du ministère de la Santé.

6.2 Fonctionnement d'une installation UV

Une lampe à vapeur de mercure produit le rayonnement ultraviolet. Cette énergie est obtenue par vaporisation du mercure dans l'ampoule, sous l'effet d'un arc électrique.

La lampe UV n'est pas en contact direct avec l'eau à traiter mais est contenue dans une gaine protectrice en quartz (figure 34). Le quartz assure une excellente transmission des rayons ultraviolets (95 % environ). Cette gaine en quartz a pour but de créer un matelas d'air entre la lampe UV et l'eau à traiter. Ce matelas d'air joue le rôle d'écran thermique. Le rendement de la lampe UV et son pouvoir désinfectant sont ainsi préservés des changements de température.

6.3 Avantages et inconvénients du rayonnement UV

Avantages :

- pas d'utilisation de produit chimique donc absence totale de toxicité (pas de risque de surdosage) ;
- absence de formation de sous-produits ;
- action bactéricide et virulicide importante ;
- pas de modification des caractéristiques physico-chimiques de l'eau ;
- élimination des problèmes de stockage de réactifs, de transport et de manutention ;
- pas d'usure mécanique (pas de pièces en mouvement) ;
- ne nécessite pas de bâche de contact, son action est instantanée.

Inconvénients :

— contrairement à la désinfection par le chlore et ses dérivés, une eau traitée par UV ne contient pas une dose résiduelle de produit désinfectant :

- on peut donc craindre une dégradation de la qualité microbiologique des eaux en aval du traitement dans le réseau de distribution,
- ce procédé ne peut être utilisé que pour des réseaux en bon état et régulièrement entretenus (nettoyage des réservoirs, purges...), ou comme désinfection primaire ;
- le coût d'investissement est plus important que celui de la chloration ;
- aucune analyse d'exploitation immédiate sur le réseau ne permet de vérifier le bon fonctionnement de l'installation.

Nota : les rayonnements UV sont également utilisés en médecine dans des stérilisateurs hermétiquement clos.