

La production et le traitement des eaux destinées à l'alimentation et à la préparation de denrées alimentaires

AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE
Direction des Bocages Normands
1, rue de la Pompe
14200 Hérouville-Saint-Clair

Emmanuel JESTIN
jestin.emmanuel@aesn.fr

AVERTISSEMENT

Ce document est en premier lieu destiné aux étudiants de première année de l'Institut Universitaire Professionnel « agro-alimentaire » de Caen. Il a été rédigé dans le cadre du module « production et utilisation de l'eau » figurant dans l'unité d'enseignement « techniques industrielles ».

Le sujet est abordé sous un angle général, de manière à en faciliter l'accès et la compréhension, et parce qu'il ne s'agit pas de former des spécialistes, mais de sensibiliser de futurs professionnels de l'industrie agro-alimentaire. Les aspects plus spécifiques à l'eau dans cette branche sont par ailleurs approfondis en cours.

L'information contenue dans cette synthèse ne prétend pas à l'exhaustivité et des erreurs ou omissions ont pu s'y glisser. Pour plus de précisions ou tout usage professionnel, le lecteur se reportera aux textes réglementaires et à la bibliographie « classique », dont un certain nombre d'ouvrages sont cités plus bas et font référence en la matière.

Les illustrations sont issues pour l'essentiel du support visuel pour la formation à la conduite d'unités de production d'eau potable « FORMATEPE » édité avec le concours de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse et la DRASS coordinatrice de bassin correspondante.

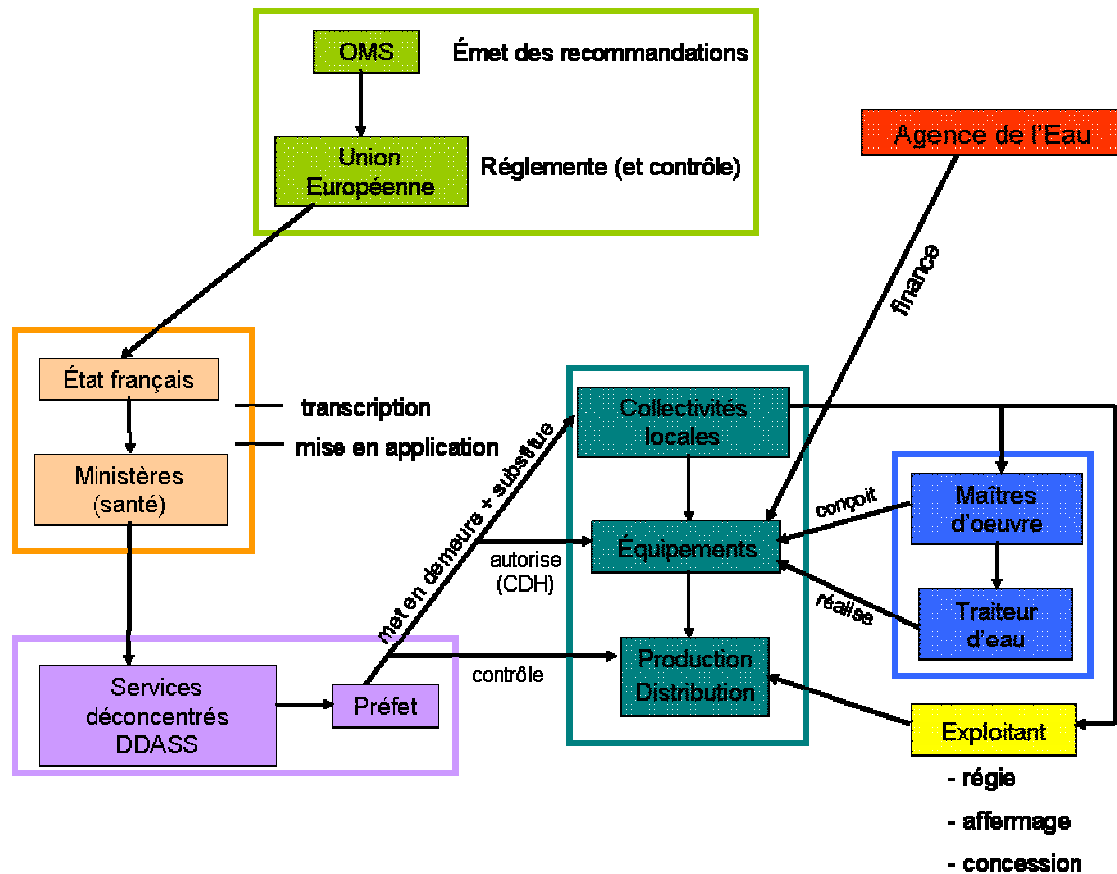
I - INTRODUCTION

1. LES PRINCIPAUX ACTEURS DU DOMAINE DE L'EAU

Le domaine de l'eau est un secteur vaste qui concerne une grande variété de métiers et fait intervenir de nombreux acteurs – publics ou privés – dont les principaux sont présentés ci-dessous du niveau général jusqu'au niveau local.

- **L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)** : émanation de l'Organisation des Nations Unies (ONU), elle émet des recommandations (avis et normes) valables au niveau international. Ces recommandations n'ont pas de caractère réglementaire (« obligatoire » en terme de droit), mais elles sont en général reprises par les états nationaux.
- **La Communauté Européenne (CE)** : elle dispose, notamment au travers des textes qu'elle émet sur un certain nombre de sujets d'intérêt commun aux européens (dont l'eau et l'environnement), d'un pouvoir réglementaire important, supérieur au pouvoir national¹. En matière d'alimentation en eau potable, l'objectif visé par la Communauté Européenne est d'assurer un haut niveau de protection sanitaire des consommateurs, en garantissant une qualité optimale de l'eau ; ce qui permet de la consommer tout au long de la vie sans danger.
- **L'Etat Français** : c'est le garant au niveau national de la protection de la santé publique. Il est chargé de la transcription en droit national des directives européennes et de leur mise en application. Pour cela, il s'appuie sur ses services ministériels ; principalement le ministère chargé de la santé, en ce qui concerne l'alimentation en eau potable.
- **Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF)** : il s'agit d'une assemblée d'experts chargés de conseiller les autorités. Il émet des avis et délivre des agréments pour tous les procédés, matériaux et réactifs utilisés dans la production et la distribution d'eau potable. Il émet également des avis sur les demandes d'autorisation de prélèvement et de traitement concernant les dossiers d'alimentation en eau de plus de 50 000 habitants.
- **Les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS)** sont des services déconcentrés de l'état, chargés de l'application de la réglementation en matière de santé publique au niveau local. Elles coordonnent le contrôle sanitaire et la surveillance des eaux alimentaires.
- **Le Conseil Départemental d'Hygiène (CDH)** : il approuve les demandes d'autorisation de prélèvement et les conditions d'utilisation de l'eau par les collectivités et les industries notamment.
- **Le Préfet** : il est le représentant local de l'autorité de l'état. Il délivre les arrêtés d'autorisation de prélèvement et peut interdire, sur proposition de la DDASS, la distribution de l'eau ; par exemple en cas de dépassement des normes.
- **Le maître d'ouvrage** : c'est le propriétaire des équipements de prélèvement, de traitement et de distribution d'eau. Il peut s'agir d'une personne publique – collectivité, syndicat d'eau – ou privée – industrielle, agriculteur –. Il est en premier lieu responsable de la qualité de l'eau qu'il met à la disposition du public (article L 19 du Code de la Santé Publique) et ce, directement ou indirectement (préparation de denrées alimentaires).
- **Le maître d'œuvre** : par sa compétence technique, il assiste le maître d'ouvrage lors de la conception et de la réalisation des équipements de prélèvement, de traitement et de distribution d'eau. Ce n'est généralement pas lui qui réalise les travaux.
- **Le traiteur d'eau** : c'est l'entreprise qui par sa compétence et son expérience, dispose de la capacité à réaliser les ouvrages de traitement de l'eau (génie civil et équipements).
- **L'exploitant** : il est chargé, par le maître d'ouvrage, de faire fonctionner les équipements de production d'eau. Il peut s'agir du propre personnel du maître d'ouvrage ; dans ce cas, on parle d'exploitation en « régie directe ». Il peut également confier cette tâche à une société privée spécialisée ; dans ce cas, on parle généralement « d'affermage ».
- **L'Agence de l'Eau** : elle prélève, auprès des maîtres d'ouvrages, des redevances basées sur les quantités d'eau prélevées et consommées, et leur apporte en retour des aides financières leur permettant de protéger, de produire et de stocker l'eau avant sa mise en distribution.

¹ Il s'agit principalement de « directives », qui ne sont pas directement applicables et nécessitent d'être transcrites en droit national (loi, arrêté, décret, etc.), et de « règlements », qui sont quant à eux directement applicables dans chacun des états membres de l'Union.



2. LES PRINCIPALES PROPRIETES DE L'EAU

La molécule d'eau est composée de 1 atome d'oxygène central et de 2 atomes d'hydrogène périphériques. Sa structure dépend de son état physique :

- A l'état gazeux (vapeur), cette structure correspond exactement à la formule H_2O avec le modèle angulaire à 105 degrés.
- A l'état solide, 4 molécules d'eau périphériques entourent 1 molécule d'eau centrale pour former une structure tétraédrique.
- A l'état liquide, les molécules s'associent entre elles par des liaisons faibles, de type « liaison hydrogène », pour former les mêmes structures tétraédriques, mais qui sont plus instables.

C'est une **molécule polaire**, chargée négativement autour de l'atome d'oxygène et positivement autour des atomes d'hydrogènes.

C'est un **excellent solvant**, capable de dissoudre un très grand nombre corps (salinité de l'eau de mer, dissolution du sucre dans le café, transport sanguin des sels minéraux, des sucres, etc.). L'eau agit en détruisant partiellement ou totalement les liaisons – ioniques ou hydrogène, force de Van Der Waals, etc. – qui existent entre les atomes ou molécules des composés qu'elle dissout, pour les remplacer par des liens avec elle-même. L'eau dissout essentiellement les groupes polaires, hydroxydes OH^- , alcools, sucres, SH^- et NH_2^- , etc. Les groupes non polaires, chaînes aliphatiques, graisses, hydrocarbures sont quant à eux peu ou pas solubles. L'eau dissout également les gaz. Solubilité à 15°C : azote 16,4 mg/l, oxygène 10,4 mg/l, gaz carbonique 0,59 mg/l.

L'eau est un bon **isolant** quand elle est pure et un excellent **conducteur** quand elle contient des sels en solution

Tableau I : Les propriétés physiques de l'eau (adapté d'après C. Beck et D. Cassard, 2002)

	Particularité	Signification environnementale
Masse volumique	Maximum à 4°C Détente lors des gelées	Stratification saisonnière des masses d'eau (mer et lac) Difficultés lors des gelées
Point de fusion et d'ébullition	Exceptionnellement élevé	Possibilité d'eau sous forme liquide sur terre
Capacité calorifique	La plus élevée de tous les fluides	Eau utilisée comme fluide caloporteur Rôle de « volant thermique » des océans
Chaleur d'évaporation	Extrêmement forte	Tampon face aux températures extrêmes
Tension superficielle	élevée	Formation de gouttes dans les nuages et les pluies Permet à l'eau de monter au sommet des plus grands arbres par simple capillarité
Absorption lumineuse	Elevée dans les domaines orange/rouge et Infra-Rouge	Possibilité de photosynthèse aquatique Régulation de l'activité biologique et de la température atmosphérique
Propriété en tant que solvant	Dissout les sels et les molécules polaires	Transport des substances dissoutes dans les organismes vivants et dans le cycle biogéochimique

Enfin, ce n'est qu'en raison de la présence d'eau liquide sur terre que la vie, dans la forme sous laquelle nous la connaissons, a pu apparaître. Car c'est à partir d'eau, de gaz carbonique, de sels minéraux et d'un apport d'énergie (solaire en l'occurrence) que la matière vivante (microorganismes autotrophes) s'est constituée. L'eau est par ailleurs indissociable de l'ensemble des êtres vivants, dont elle est un des principaux constituants.

3. LES INFECTIONS D'ORIGINE HYDRIQUE

L'eau est indissociable de la vie et en particulier de celles des populations humaines dont elle a influencé l'histoire et conditionné le développement. Elle est aussi un des principaux vecteurs de la transmission des maladies, par l'intermédiaire des germes infectieux, et par voie de conséquence de la mortalité humaine. Le risque microbiologique est ainsi le premier paramètre à prendre en compte en matière d'alimentation en eau potable. Il est d'ailleurs, après l'accès à la ressource, un des principaux facteurs d'inégalités « nord-sud ».

a) La notion de pathogénicité

La pathogénicité ou pouvoir pathogène correspond à la propriété qu'ont certains germes de provoquer des maladies ; résultat de l'action d'un microorganisme sur son hôte. On distingue traditionnellement les microorganismes **pathogènes** des **saprophytes** (non pathogènes). Mais la frontière entre ces deux ensembles n'est pas clairement figée, puisque certains pathogènes, comme *Salmonella typhi*, peuvent être abrités par des individus non-malades : les « porteurs sains » (hôtes chez lesquels le microorganisme pénètre, mais ne provoque pas la maladie). Mais ces cas sont rares. Il s'agit le plus souvent de « porteurs chroniques » : hôtes chez lesquels le microorganisme persiste après la guérison, parfois durant toute sa vie. Au contraire, certains microorganismes saprophytes, faisant partie de la flore normale de l'individu, peuvent dans certaines conditions (hôte immunodéprimé) devenir pathogènes. C'est le cas des coliformes fécaux. Enfin, certains microorganismes (*Salmonella typhi* et les Shigelles) présents chez d'autres animaux homéothermes, ne sont pathogènes que chez l'homme. Cela a des conséquences dans le domaine de la prévention et de l'hygiène : surveillance des animaux d'élevages et contrôle des viandes destinées à l'alimentation.

On distingue Finalement les pathogènes spécifiques – provoquant des troubles spécifiques – des pathogènes opportunistes – provoquant des septicémies –.

La mesure du pouvoir pathogène d'un microorganisme s'appelle **la virulence**. On la mesure expérimentalement en injectant des doses connues de germes à des animaux et en estimant la dose infectante à 50 % (DI 50) ou la dose létale 50 % (DL 50 %). C'est une mesure approximative, car elle dépend de l'état immunologique de l'hôte. Cela indique par exemple qu'en moyenne, 100 *Shigella* affectent un individu normal, alors qu'il en faut 10^8 pour *Vibrio cholerae*.

Les maladies d'origine hydrique sont des **infections** essentiellement dues à des bactéries, des virus et des protozoaires. L'infection implique que le pathogène dispose du pouvoir de s'implanter chez l'hôte, de s'y multiplier et d'y provoquer des troubles. Les plus anciennes infections connues sont les fièvres typhoïdes, les dysenteries bacillaires et le choléra. De nos jours, dans les pays industrialisés, les plus fréquentes sont les diarrhées (émissions de selles trop fréquentes et trop abondantes).

Les **bactéries** agissent le plus souvent par l'intermédiaire de **toxines**, généralement produites lorsque le site d'action a été atteint. Dans le cas des maladies transmises par l'eau, les toxines protéiques jouent un rôle essentiel (il en existe également des polypeptidiques et des glucolipidoprotéiques). Pour les maladies hydriques, on distingue 3 types de toxines en fonction de leur mécanisme d'action :

- Les toxines à activité **cytotoxique**, qui tuent la cellule par voie intracellulaire, en inhibant la synthèse protéique. Exemple : toxines diphtériques ou de Shiga.
- Les toxines à activité **cytotonique**, qui affectent la régulation cellulaire en agissant sur l'équilibre hydroélectrolytique de la cellule. Exemple : toxine cholérique qui stimule le système de l'adénylate cyclase.
- Les toxines à activité **neurotoxique**, qui affectent sélectivement les cellules nerveuses. Exemple : certaines toxines de cyanobactéries ou la toxine botulique de *Clostridium botulinum* qui inhibent la libération de l'acétylcholine.

On parle enfin d'**intoxication** lorsque les troubles sont dus à l'ingestion d'une toxine préformée dans l'eau. C'est le mode d'action principal des cyanobactéries. Dans ce cas, les effets sont plus rapides : quelques heures au lieu de 1/2 à 21 jours.

Les virus agissent en pénétrant dans les cellules cibles de l'hôte et en détournant la synthèse protéique cellulaire à leur profit, afin de produire de nouveaux virus. En général, la membrane cellulaire finit par éclater et libérer ainsi de nouveaux virus qui vont à leur tour infecter de nouvelles cellules hôtes. Les principales infections virales du cycle oro-fécal faisant intervenir l'eau sont des **gastro-entérites** et des **hépatites**. Les hépatites virales concernées sont de type A et E. Ce sont des infections aiguës (nausées, vomissements, fièvres, anorexie et asthénie, accompagné de jaunisse). Le virus de l'hépatite A est universellement répandu. En France 50 % des enfants âgés de 11 à 15 ans ont été en contact avec ce virus et 80 % des adultes ont été infectés après 40 ans. Mais la majorité des cas reste asymptomatique. L'hépatite E se caractérise par une forte mortalité chez la femme enceinte, surtout au troisième trimestre de la grossesse (10 à 40 % des cas). Elle n'évolue généralement pas vers la chronicité.

Les **parasites** sont des organismes protozoaires eucaryotes, toujours unicellulaires et mobiles. Les amibes, les *Giardia* ou les *Cryptosporidium* peuvent également affecter l'homme par l'intermédiaire de l'eau d'alimentation, provoquant des gastro-entérites et des dysenteries. Le mécanisme provoquant les diarrhées est mal connu. La caractéristique de ces infections est la longue durée des symptômes : 6 semaines environ.

b) Les maladies à transmission hydrique

La transmission d'une maladie fait intervenir un agent infectieux, une voie d'introduction et un sujet réceptif. Dans le cas des infections d'origine hydrique, la voie d'introduction est l'eau. Le mode d'introduction est essentiellement l'ingestion d'eau, mais la consommation de coquillages (capables de concentrer jusqu'à 40 fois les éléments contenus dans l'eau), la pratique de la baignade (contacts oraux et cutanés) et l'inhalation d'aérosols issus d'eaux chaudes sanitaires (légionelloses) peuvent également intervenir. Les **réservoirs** de germes sont les malades, les porteurs sains et les animaux. Les agents contaminants proviennent habituellement du tube digestif de l'homme ou des animaux (mammifères et oiseaux) et sont éliminés principalement par les matières fécales. Ainsi, un individu atteint par le choléra excrète de 10^6 à 10^8 vibrions par litre de selles. La réceptivité dépend de la viabilité des germes dans l'eau (T90), de la Dose Minimale Infectante et de l'état du sujet (état immunitaire avec une forte influence de l'âge).

Tableau II : Les principales maladies d'origine hydrique et leurs agents pathogènes
(d'après C. Haslay et H. Leclerc, 1993)

Maladies	Agents
Origine bactérienne Fièvres typhoïdes et paratyphoïdes Dysenteries bacillaires Choléra Gastro-entérites aiguës et diarrhées Pneumonies	<i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella paratyphi A et B</i> <i>Shigella</i> <i>Vibrio cholerae</i> <i>Escherichia coli</i> entérotoxigène <i>Campilobacter jejuni / coli</i> <i>Yersinia enterocolitica</i> <i>Salmonella sp.</i> <i>Shigella SP.</i> <i>Legionella pneumophila</i>
Origine virale Hépatite A et E Poliomyélite Gastro-entérites aiguës et diarrhées	Virus hépatites A et E Virus poliomyélitique Virus de Norwalk Rotavirus Astrovirus Calicivirus Coronavirus Entérovirus Adénovirus Réovirus
Origine parasitaire Dysenteries amibiennes Gastro-entérites	<i>Entamoeba histolytica</i> <i>Giardia lamblia</i> <i>Cryptosporidium</i>

c) Les aspects sanitaires et épidémiologiques

Les **maladies diarrhéiques** restent encore aujourd'hui un **énorme problème de santé publique** dans les pays en voie de développement. L'OMS considère qu'au niveau mondial, environ 1/3 des décès d'enfants âgés de moins de 5 ans est liés à ces maladies. En 1980 une enquête de l'OMS estimait que 1 milliard d'épisodes de diarrhées était survenu, provoquant le décès de 5 millions d'enfants âgés de moins de 5 ans, soit 10 décès par minute.

Dans les pays industrialisés, les grandes épidémies meurtrières liées à l'eau ont été éradiquées, grâce à l'amélioration du niveau de vie, de l'hygiène et du traitement des eaux d'alimentation. Les infections qui subsistent sont des gastro-entérites épidémiques et sporadiques. La morbidité est faible et les infections sont bénignes.

Il semble toutefois que les **infections** observées soient de moins en **moins liées aux bactéries**, et de plus en **plus liées aux virus et aux parasites**.

d) La notion d'indicateur

Il n'est pas actuellement possible de rechercher systématiquement tous les germes pathogènes susceptibles d'être présents dans l'eau, étant donné leur variété et l'irrégularité de leur présence ; ainsi que la diversité et le coût des analyses qu'il convient de mettre en œuvre pour les détecter.

Néanmoins, comme l'origine de la plupart des microorganismes pathogènes véhiculés par l'eau est fécale, le **principe du contrôle** de la qualité de l'eau **repose sur la démonstration que l'eau distribuée ne contient pas de germes** provenant de **contaminations fécales**. Pour cela, on recherche des **indicateurs de contamination fécale**, appelés aussi germes test ou germes témoins de contamination fécale. On parle également d'indicateurs de traitement qui permettent d'évaluer l'efficacité des différents traitements de potabilisation mis en œuvre vis à vis de différents germes.

Ces indicateurs doivent répondre à des exigences de nature :

- Epidémiologique : il doit exister une relation entre un indicateur et l'apparition d'infections dans une population.
- Ecologique : il doit être **spécifique** d'une contamination fécale : systématiquement rencontré lorsqu'il y a présence de fèces d'animaux à sang chaud et toujours absent dans les milieux non pollués. Il doit être **sensible** : il doit être mis en évidence dans l'eau lorsque des pathogènes sont présents, et ce, en grand nombre.
- Bactériologique : il ne doit pas se multiplier dans l'eau.
- Technique : il doit être facile et rapide à détecter, et ce, à moindre coût.

En pratique, on recherche dans les eaux d'alimentation un panel d'indicateurs, témoins de la qualité microbiologique de l'eau.

II – LES PRINCIPAUX DESCRIPTEURS DE LA QUALITE DE L'EAU

1. LES PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES

a) Les microorganismes aérobies revivifiables

Le principe consiste à mettre en évidence les bactéries qui se développent à 20°C – favorisant ainsi les germes spécifiques de l'eau – et celles qui se développent à 37°C – favorisant ainsi les germes issus de l'homme et des animaux « à sang chaud » –. Cela n'indique en rien le degré de pureté de l'eau, car toutes les eaux – y compris potables et embouteillées – contiennent une flore spécifique, et ce, quelle que soit leur origine. L'examen d'un échantillon isolé ne présente donc aucune valeur et c'est l'évolution de la flore microbienne dans le temps et l'espace (dans les réseaux de distribution d'eau) qui apportent un éclairage sur sa qualité. Dans les eaux de captage, ce paramètre permet de suivre l'effet des pluies ou des crues ; de manière à mettre en existence une contamination. Dans les usines de potabilisation, il permet de contrôler l'efficacité des différentes étapes du traitement et en particulier de la filtration, qui pour des raisons techniques fournit des résultats variables (performances moindres après le nettoyage). Dans les réservoirs et châteaux d'eau, on suit les effets du stockage et de la stagnation sur la qualité de l'eau et sur la reviviscence des germes (des augmentations spectaculaires peuvent exister pendant la période estivale : jusqu'à 10 000 fois la concentration initiale).

b) Les coliformes

On les recherche traditionnellement dans l'eau potable, car leur origine fécale est connue depuis très longtemps. On parle souvent de **coliformes totaux** qui correspondent à des bacilles Gram négatif, non sporulés, oxydase, aérobies ou anaérobies facultatifs, capables de se multiplier en présence de sels biliaries et de fermenter le lactose, avec production d'acide et de gaz en 48 heures à une température de 35-37°C. Ils se répartissent en fait en 2 catégories :

- Les germes d'origine fécale stricte : *Escherichia coli*, *Citrobacter*, *Levinea*, *Klebsiella pneumoniae*, *Enterobacter cloacae*.
- Les germes provenant d'autres sources environnementales (aquatique ou terrigène) : *Enterobacter intermedium et amnigenus*, *Klebsiella terrigena*, *Buttiauxella agresti*.

Les hygiénistes leur préfèrent les **coliformes thermotolérants**, qui présentent les mêmes propriétés mais à 44°C, et dont l'origine fécale est plus nette. Par abus de langage, ils sont souvent assimilés aux **coliformes fécaux** (*i.e.* les coliformes de l'intestin). Enfin, *Escherichia coli* (ou *Escherichia coli* présumés), produit de l'indol à 44°C à partir de tryptophane. Avec cet indicateur on « resserre » la cible sur une meilleure appréhension de l'origine fécale (on améliore ainsi la spécificité). Certains auteurs considèrent toutefois que les températures d'incubation de 44°C élimine un certain nombre de souches d'origine fécale (on perd ainsi un peu de sensibilité). C'est pourquoi le suivi analytique de l'eau potable maintient la recherche de plusieurs types de coliformes (*Escherichia coli* et les coliformes totaux aux points de distribution), de manière à mieux cerner le risque.

c) Les streptocoques fécaux ou entérocoques

Ils se répartissent en 2 genres *Streptococcus* et *Enterococcus*. La plupart des espèces appartiennent au genre *Enterococcus*. Leur recherche dans le milieu hydrique présente un intérêt certain, car leur comportement diffère nettement de celui des coliformes. Leur caractère de bacilles Gram + leur confère une bonne résistance dans les milieux hydriques (eaux douces et marines). Ce qui permettrait la mise en évidence de pollutions plus anciennes.

Cette résistance serait d'ailleurs comparable à celle des virus entériques. Ils sont également plus résistants à la désinfection, ce qui présente un intérêt en tant qu'indicateur d'efficacité de traitement, et ne présentent pas (contrairement aux coliformes) de phénomènes de croissance dans les réseaux de distribution. Par contre une partie des espèces est peu spécifique des contaminations fécales. On retrouve par exemple *Streptococcus faecalis* var *liquefaciens* dans l'environnement, sur des végétaux ou des sols non contaminés. Néanmoins, les progrès analytiques permettent une meilleure sélection des souches cibles et donc une meilleure sensibilité de l'indicateur.

d) Les bactéries anaérobies sulfito-réductrices

Les bactéries anaérobies sulfito-réductrices ou les *Clostridium* sulfito-réducteurs, voire encore *Clostridium perfringens* ne sont pas tous des indicateurs de contamination fécale. *Clostridium perfringens* – bien qu'effectivement présent dans les matières fécales – est un germe assez ubiquiste. L'intérêt de la recherche de tels indicateurs réside dans la propriété qu'ils ont de sporuler, ce qui les rend particulièrement résistant aux traitements de désinfection. Ils permettent en fait de mesurer l'efficacité de la filtration, seul étage de traitement capable de les arrêter. Ils sont actuellement considérés comme de bons indicateurs de l'efficacité des traitements vis à vis des parasites et en particulier de *Cryptosporidium*.

2. LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

a) L'aspect physique de l'eau

La limpidité et la couleur de l'eau sont des paramètres essentiels. Toute eau alimentaire doit être limpide et incolore. On évalue ces critères au moyen des paramètres suivants :

Les **Matières En Suspension** (MES) correspondent aux particules véhiculées par l'eau. Elles peuvent être de nature minérale (argiles, sables, etc.) ou organique (débris végétaux, biomasse planctonique, etc.). Elles représentent la masse de dépôt (exprimée en mg/l) obtenu sur un filtre de 0,45 µm après séchage à 100°C.

La **turbidité** correspond, après filtration à 0,45 µm, aux particules fines présentes dans le filtrat, appelées **colloïdes** et qui rendent l'eau trouble. La turbidité exprime l'atténuation d'un faisceau de lumière blanche au contact de particules colloïdales. Elle est d'autant plus élevée que la densité des particules contenue dans l'eau est forte. Il existe plusieurs échelles pour la mesurer. Une des plus utilisées est l'unité NFU (Unité de turbidité néphélométrique). La turbidité des eaux alimentaires doit être < 1 NFU au point de mise en distribution et < 2 NFU au robinet du consommateur. Sa valeur est considérée comme très forte pour des eaux de surface présentant une turbidité > à 3 000 NFU. Les valeurs peuvent atteindre 10 000 NFU dans des bassins versants fortement érodés ou lors d'épisodes pluvieux. Dans ce cas le paramètre n'est plus significatif et il faut revenir aux MES. La turbidité est également considérée comme un **indicateur indirect du risque microbiologique**, car certains microorganismes tels que les virus peuvent y être associés (par adsorption).

La **couleur** est due à l'absorption de certaines bandes de la lumière blanche par les substances organiques dissoutes présentes dans l'eau et qui comportent des groupements chromatophores. Elle peut également être due à la présence de métaux : couleur « rouille » due au fer et « noire » due au manganèse. Elle s'exprime par comparaison avec une échelle de couleur étalon, obtenue à partir d'une solution de sel double de cobalt et de platine, d'où son unité en mg/l de platine. Cette couleur doit être < 15 mg/l de Pt. Les eaux de surface les plus colorées sont celles qui sont riches en substances humiques, comme les eaux de tourbières par exemple. La limite de qualité pour les eaux brutes est de 200 mg/l de Pt.

b) La matière organique

La **matière organique** est présente dans l'eau sous forme particulaire (solide) et dissoute. Sous forme particulaire, elle constitue une partie des MES. Sous forme dissoute, elle est en général directement accessible aux bactéries qui la dégrade. La matière organique est principalement composée d'atomes de **carbone**, auxquels sont associés des atomes d'**hydrogène**, d'**oxygène** et d'**azote** (CHON). Ce sont pour l'essentiel les molécules qui constituent la matière vivante (glucides, lipides et protéines). La matière organique présente dans l'eau peut avoir une origine naturelle (activité biologique des milieux hydriques : décomposition des végétaux ou des microorganismes, etc.), être liés à la pollution domestique, industrielle ou agricole (épandages d'effluents d'élevage), ou encore avoir été synthétisées par l'homme (pesticides). La présence de matière organique dans les eaux alimentaires pose principalement 2 types de problèmes :

- Elle réagit avec les produits utilisés pour la désinfection de l'eau (en particulier le chlore) et forme des sous-produits indésirables visés par la réglementation (voir plus loin les THM) ou à l'origine du « mauvais goût » de l'eau.
- Elle peut également initier des problèmes de prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution (la matière organique sert de source d'alimentation aux bactéries).

La teneur d'une eau en matière organique est généralement estimée au moyen de paramètres globaux suivants :

L'oxydabilité au permanganate de potassium KMnO_4 (ou indice de permanganate) correspond à l'oxydation des matières organiques par du permanganate de potassium de concentration connue en milieu acide selon un protocole normalisé (10 minutes à ébullition). Le résultat est exprimé en mg/l d'O_2 . Les eaux de bonne qualité, pauvres en matière organique, ont une oxydabilité $\leq 1 \text{ mg/l d'O}_2$. Les eaux de surface présentent en général une oxydabilité comprise entre 3 et 12 mg/l d'O_2 . La limite pour les eaux brutes est de 10 mg/l d'O_2 . La référence de qualité est de 5 mg/l d'O_2 . C'est une analyse dont la mise en œuvre est simple. Elle concerne en premier lieu les petites unités de distribution (< 5 000 habitants).

Le **Carbone Organique Total (COT)** correspond à une mesure globale de la matière organique – particulaire et dissoute – présente dans l'eau. Le COT des eaux superficielles comprend en moyenne 90 à 95 % de carbone organique dissous (COD) et 5 à 10 % de carbone organique particulaire (COP). La mesure du COT fait intervenir une aération de l'eau (pour éliminer le CO_2 dissous), puis une acidification (pour déplacer les formes carboniques) et enfin une minéralisation par oxydation ou par combustion. La matière organique est ainsi complètement minéralisée en CO_2 que l'on peut détecter en spectrophotométrie infra-rouge. Les résultats obtenus sont fiables, avec une précision de l'ordre de 0,1 mg/l . Les eaux souterraines sont généralement pauvres en COT : de 0,5 à 1 mg/l . Les eaux superficielles présentent des valeurs comprises entre 2 et 12 mg/l (voire plus pour les eaux eutrophisées). La référence de qualité est de 2 mg/l . Le COT doit être mesuré dans les unités de distribution desservant plus de 5 000 habitants. Pour les autres l'indice de permanganate suffit.

L'indice de permanganate et le COT sont considérés par la réglementation comme des « paramètres indicateurs de qualité témoin du fonctionnement des installations de production et de distribution d'eau ».

La **Demande Biochimique en Oxygène** à 5 jours (DBO_5) correspond à la quantité d'oxygène qu'il faut fournir à un échantillon d'eau pour minéraliser la matière organique par voie biologique (oxydation bactérienne). Elle représente la matière organique **biodégradable**. La durée d'incubation de l'échantillon est de 5 jours à une température de 20°C.

La **Demande Chimique en Oxygène (DCO)** représente tout ce qui peut être oxydé dans l'eau (y compris certains sels minéraux oxydables tels que les sulfures ou sulfites). Il correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader la totalité de la matière organique par voie chimique. Pour cela, on réalise une oxydation par le dichromate de potassium en présence d'acide sulfurique à chaud. La DCO correspond à la somme de la matière organique biodégradable et de la matière organique « résistante », qui ne peut pas être dégradée par voie biologique (on parle de DCO « dure »).

La DBO_5 et la DCO sont des paramètres très utilisés dans le domaine de l'environnement, notamment en tant qu'indicateurs de pollution. A ce titre, ils sont utilisés pour définir les limites au delà desquelles les eaux de surface sont trop polluées pour être utilisées pour l'alimentation en eau potable et ce, même après un traitement poussé. Car, même s'il est possible techniquement de potabiliser des eaux très dégradées, une qualité « minimale » est requise en France sur les eaux brutes avant traitement.

L'azote organique ou **Azote Total Kjeldahl (NTK)** est également un paramètre descripteur de pollution. Il est dosé après minéralisation en milieu sulfurique à chaud et distillation en milieu basique de l'ammoniaque ainsi obtenu. C'est un paramètre à surveiller, car il réagit avec le chlore pour former des composés organochlorés pouvant être responsables du mauvais goût de l'eau. On retrouve l'azote organique dans les eaux superficielles à des concentrations comprises entre 0,5 et 3 mg/l . Mais c'est sous forme d'**azote minéral** que l'azote est essentiellement présent dans le milieu hydrique.

c) L'azote minéral

L'ammoniaque se trouve dans les eaux de surface essentiellement sous la forme d'ions ammonium NH_4^+ . Deux méthodes de dosage des ions ammonium sont applicables pour la gamme de concentrations caractéristique des eaux naturelles et des eaux traitées : la méthode par spectrophotométrie au bleu d'indophénol (la plus utilisée) et celle au réactif de Nessler (moins sensible mais plus rapide). La concentration en ammoniaque est d'autant

plus élevée que les eaux sont de mauvaise qualité (principalement polluées par des rejets urbains). En l'absence de rejet ponctuel d'eaux usées ou de source de pollution diffuse, sa concentration n'excède pas 0,5mg/l dans les rivières, où il oscille généralement entre cette valeur et 5 mg/l. La valeur limite pour les eaux brutes est de 4 mg/l. La référence de qualité est de 0,1 mg/l. On n'en retrouve généralement pas dans les eaux souterraines, où sa présence – de 0 à 25 mg/l – est signe de réduction des nitrates. Dans les autres cas, l'autoépuration qui intervient dans le milieu transforme l'ammoniacque en nitrites NO_2^- puis en nitrates NO_3^- qui est la principale forme de l'azote assimilable par les plantes. Enfin, bien que l'azote ammoniacal n'ait aucun effet direct sur la santé aux concentrations rencontrées dans les eaux de consommation, sa présence contribue au développement des micro-organismes dans les réseaux et dans les réservoirs de distribution.

Les nitrites sont présents dans les eaux de surface à raison de 0,03 à 1 mg/l. Leur valeur doit être inférieure à 0,1 mg/l en sortie des installations de traitement. La limite de qualité est de 0,5 mg/l.

Les nitrates constituent une espèce très mobile, qui rejoint les nappes d'eaux souterraines, notamment dans les zones géographiques où l'agriculture est intensive. La limite de qualité pour les eaux brutes est de 50 mg/l pour les eaux superficielles et de 100 mg/l pour les eaux souterraines. La limite de qualité au robinet du consommateur est de 50 mg/l, quelle que soit l'origine de la ressource. Plusieurs méthodes d'analyse sont proposées pour rechercher les ions nitrate et nitrite dans les eaux. Le dosage automatique par spectrométrie d'absorption moléculaire et par chromatographie ionique permettent d'analyser les deux ions (nitrites et nitrates). Il existe aussi des méthodes de terrain, généralement rapides, simples et peu coûteuses, à l'aide de bandelettes (simple test de dépistage) ou au moyen d'un spectrophotomètre portable ; avec une précision satisfaisante dans ce dernier cas.

Les effets des nitrates sur la santé :

L'ingestion de nitrates est un facteur de risque potentiel avéré pour la santé humaine. En effet, les nitrates sont réduits en nitrites, qui se fixent sur l'hémoglobine à la place de l'oxygène et provoque des difficultés respiratoires (asphyxie). C'est la **méthémoglobinémie** (cyanose) qui touche essentiellement les nourrissons (nés ou en gestation) et représente un risque à court terme. Chez l'adulte, les nitrates seraient transformés en nitrites au niveau de la cavité buccale, puis en nitrosamines et autres composés nitrosés au niveau de l'estomac. Le caractère cancérogène de certains de ces composés a été démontré chez l'animal. Un risque à long terme existerait ainsi pour des adultes normaux et pour des concentrations > 100 mg/l (d'où la limite pour les eaux brutes).

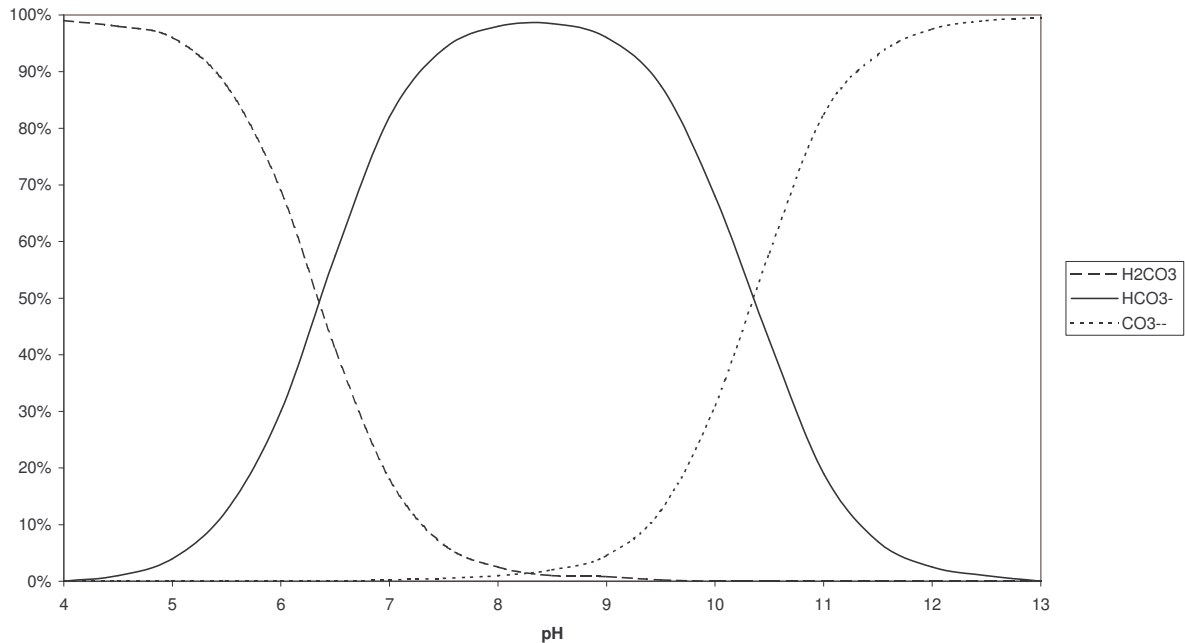
Les autres composés minéraux présents dans l'eau trouvent principalement leur origine dans les échanges qui se produisent entre l'eau, le sol et les roches.

d) Les éléments fondamentaux

Ces composés jouent un rôle essentiel dans les propriétés d'une eau. Il s'agit :

- * Du proton : H^+ ou H_3O^+
- * De l'ion hydroxyde : OH^-
- * Des anhydrides carboniques libres : le gaz carbonique ou dioxyde de carbone CO_2 et de l'acide carbonique H_2CO_3
- * De l'ion hydrogénocarbonate ou « bicarbonates » : HCO_3^-
- * De l'ion carbonate : CO_3^{2-}
- * De l'ion calcium : Ca^{2+}

Répartition des formes carboniques dans l'eau à 15°C en fonction du pH



Ce sont des paramètres qui sont liés entre eux par un certain nombre d'équilibres thermodynamiques. Les principales relations qui entrent en jeu sont les suivantes :

- * ionisation de l'eau
 $2 \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_3\text{O}^+ + \text{OH}^-$
- * équilibre gaz carbonique - acide carbonique
 $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$
- * dissociation de l'acide carbonique
 $(1) \text{H}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{HCO}_3^- + \text{H}_3\text{O}^+ \quad \text{pK}_1 = 6,41 \text{ à } 18^\circ\text{C}$
- * équilibre bicarbonates - carbonates
 $(2) \text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-} + \text{H}_3\text{O}^+ \quad \text{pK}_2 = 10,40 \text{ à } 18^\circ\text{C}$

Le **CO₂ total** correspond à la somme des différentes espèces carboniques :

$$\text{CO}_2 \text{ total} = \text{H}_2\text{CO}_3 + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$$

Le **CO₂ libre** correspond à l'acide carbonique (H₂CO₃).

La valeur des constantes de dissociation de l'acide carbonique indique que :

- Lorsque pH < 6,4 : l'espèce dominante est l'acide carbonique (H₂CO₃)
- Au voisinage de la neutralité 7 < pH < 7,5 : c'est l'ion hydrogénocarbonate (HCO₃⁻) qui représente l'essentiel du CO₂ total.
- L'axe de symétrie issu de l'abscisse pH = ½ (pK₁ + pK₂) détermine 2 zones :
 - * pour les pH < 8,41 : l'acide carbonique (H₂CO₃) et les ions hydrogénocarbonates (HCO₃⁻) dominent.
 - * pour les pH > 8,41 : ce sont les carbonates (CO₃²⁻) qui dominent.

Les ions calcium jouent un rôle essentiel, car ils se combinent avec les formes carboniques et peuvent conduire à la précipitation du carbonate de calcium (« tartre » ou « calcaire ») selon la réaction suivante :



En pratique, on cherche à obtenir un léger dépôt de carbonate de calcium appelé « couche de Tillmans », qui permet d'éviter – dans les réseaux de distribution – les interactions entre l'eau (*i.e.* le CO₂ libre) et les matériaux des canalisations, qui peuvent être à l'origine de contaminations par des métaux (fer et plomb notamment). Lorsque la composition de l'eau permet l'amorce de ce léger dépôt de carbonate de calcium (CaCO₃), on dit que l'eau a atteint l'**équilibre calco-carbonique**.

En fait, le calcium est essentiellement présent dans l'eau sous la forme de bicarbonate de calcium ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) soluble, associés aux ions hydrogénocarbonates (HCO_3^-) :



Or, le bicarbonate de calcium ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) est instable et tout déséquilibre entre le CO_2 libre et les ions calcium tend à déplacer l'équilibre dans un sens ou dans l'autre :

- Si les ions calcium sont en excès par rapport au CO_2 : le bicarbonate de calcium ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) aura tendance à précipiter de manière excessive sous forme de carbonate de calcium (CaCO_3) et l'eau sera dite « **déposante** » (ou entartrante).
- Si le CO_2 est en excès par rapport aux ions calcium, le léger dépôt protecteur de carbonate de calcium ne pourra pas se maintenir et l'eau sera dite « **agressive** ».

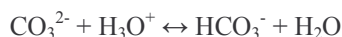
La combinaison des relations (1) (2) et (s) permet de calculer exactement la quantité de CO_2 nécessaire pour atteindre l'équilibre calco-carbonique. Cette quantité est appelée **CO_2 équilibrant** ou acide carbonique équilibrant. On la détermine à partir de l'équation suivante :



Pour vérifier qu'une eau est bien à l'équilibre calco-carbonique, il est nécessaire de connaître les concentrations des différentes espèces en présence.

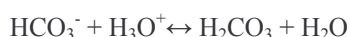
L'alcalinité d'une eau correspond à la présence d'ions hydroxydes, carbonates et hydrogénocarbonates. Elle se détermine par acidimétrie et se caractérise par 2 paramètres :

Le Titre Alcalimétrique (TA) qui correspond à la première neutralisation des ions carbonates (CO_3^{2-}), selon la réaction suivante :



On considère que la réaction est terminée lorsque le pH du milieu a atteint 8,3. La quantité de protons nécessaire à la réalisation de cette réaction dans un litre d'eau est appelée le Titre Alcalimétrique. En pratique, on détermine le TA à l'aide d'une solution étalon d'acide fort (acide chlorhydrique ou sulfurique) en présence d'un indicateur coloré, la phénolphthaléine, qui vire au rouge à pH 8,3. Le TA dose ainsi la totalité des hydroxydes et la moitié des carbonates selon la formule : $\text{TA} = [\text{OH}^-] + \frac{1}{2} [\text{CO}_3^{2-}]$. Dans les eaux naturelles – dont le pH est pratiquement toujours inférieur à 9 – la concentration en ions hydroxydes $[\text{OH}^-]$ ne dépasse pas 10^{-2} millimole/l. On la considère donc négligeable face aux concentrations en ions carbonates $[\text{CO}_3^{2-}]$ et hydrogénocarbonates $[\text{HCO}_3^-]$. On obtient donc : $[\text{CO}_3^{2-}] = 2 \text{ TA}$. Le TA s'exprime en milliéquivalent par litre (me/l) ou en degrés français (°F). C'est une unité de concentration : $1^\circ\text{F} = 0,2 \text{ me/l}$ et 1 me/l de TA correspond à une millimole de (CO_3^{2-}).

Le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) qui correspond à la neutralisation de la totalité des espèces carboniques dissociées et s'obtient en poursuivant la neutralisation :



On considère que cette réaction est terminée lorsque le pH du milieu atteint 4,4. La quantité totale de protons nécessaire à la réalisation de cette réaction dans un litre d'eau est appelée le Titre Alcalimétrique Complet. En pratique, on détermine le TAC à l'aide d'une solution étalon d'acide fort (acide chlorhydrique ou sulfurique) en présence d'un indicateur coloré, l'hélianthine, qui vire à pH 4,4. Le TAC dose la totalité des ions hydroxydes, hydrogénocarbonates et carbonates selon la formule : $\text{TAC} = [\text{OH}^-] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$. Les ions hydroxydes $[\text{OH}^-]$ étant considérés comme négligeables, on obtient : $\text{TAC} = [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$. Le TAC s'exprime également en me/l ou en °F.

La concentration initiale en ions hydrogénocarbonates $[\text{HCO}_3^-]$ s'obtient finalement par la relation suivante : $[\text{HCO}_3^-] = \text{TAC} - 2 \text{ TA}$ (me/l).

La **dureté** de l'eau ou **Titre Hydrotimétrique (TH)** est un indicateur global de la minéralisation de l'eau. Elle correspond à la somme des cations métalliques, à l'exception des métaux alcalins (Na^+ , K^+). Dans les eaux

naturelles, elle est essentiellement due aux ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}), dont les concentrations lui sont proportionnelles : 1°F équivaut à 4 mg/l de calcium et à 2,4 mg/l de magnésium. Par ailleurs, 1°F correspond à une solution contenant 10 mg/l de CaCO_3 . Le TH est mesuré par complexation du calcium et du magnésium avec le sel disodique de l'acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA) en présence d'un indicateur coloré. Le TH s'exprime également en me/l ou en $^\circ\text{F}$. La valeur du TH de l'eau peut être interprétée de la manière suivante :

- $0 < \text{TH} < 10^\circ\text{F}$ = eau très douce
- $10 < \text{TH} < 20^\circ\text{F}$ = eau douce
- $20 < \text{TH} < 30^\circ\text{F}$ = eau moyennement dure
- $30 < \text{TH} < 40^\circ\text{F}$ = eau dure
- $\text{TH} > 40^\circ\text{F}$ = eau très dure

Les eaux dures produisent, par élévation de température, un précipité de carbonate de calcium (CaCO_3) ou tartre. Par ailleurs, le calcium contenu dans ces eaux se combine avec les savons et détergents en neutralisant leur effet. C'est pourquoi ces eaux sont peu appréciées pour les usages domestiques et industriels.

e) Les éléments caractéristiques

Ils ne donnent pas lieu à des réactions d'hydrolyse ou de précipitation et leurs concentrations varient de manière indépendante dans l'eau. Il s'agit du sodium (Na^+), du potassium (K^+) et du magnésium (Mg^{2+}) pour les cations, et des chlorures (Cl^-), des nitrates (NO_3^-) et des sulfates (SO_4^{2-}) pour les anions. Ce sont pour l'essentiel des éléments majeurs de la croûte terrestre, dont la concentration dans l'eau dépend essentiellement de leur solubilité. De plus, sachant que la probabilité de rencontrer des eaux présentant les mêmes valeurs sur ces paramètres est extrêmement faible, ils constituent la carte d'identité d'une eau.

f) Les éléments métalliques

De nombreux métaux sont mis en évidence dans l'eau, généralement à l'état de trace (de l'ordre de quelques μg) : plomb, cadmium, mercure, cuivre, zinc, nickel, chrome, cobalt, etc. Ce sont des éléments de la croûte terrestre. Leur concentration dans l'eau dépend essentiellement de leur solubilité. Certains d'entre eux sont toxiques. Aussi, la réglementation en limite la concentration dans les eaux brutes et en distribution.

La présence du **fer** et du **manganèse** est fréquente dans les eaux souterraines sous forme dissoute : jusqu'à 10 à 15 mg/l pour le fer et 1 mg/l pour le manganèse. Dans les rivières, leur présence est plus rare et on les retrouve généralement sous forme de colloïdes en suspension ou sous forme complexée. Le fer et le manganèse ne sont pas des polluants majeurs et leur ingestion ne présente pas de danger pour l'homme. Cependant, il est nécessaire de limiter leur concentration dans les eaux de consommation (références de qualité : $\text{Fe} = 200 \mu\text{g/l}$ et $\text{Mn} = 50 \mu\text{g/l}$), car ils influencent la qualité organoleptique de l'eau (aspect, couleur, goût métallique) et peuvent être à l'origine du développement de micro-organismes initiant des phénomènes de corrosion.

Bien que très abondant dans l'écorce terrestre (8 % de sa masse), **L'aluminium** est peu présent dans les eaux, car très peu soluble. Dans les eaux traitées, sa présence est principalement due aux coagulants, tel que le sulfate d'aluminium, utilisés pour la clarification des eaux de surface (voir plus loin). En effet, des dépôts de coagulant dans le réseau de distribution peuvent se produire, si le pH de la coagulation ou le dosage des sels d'aluminium sont mal ajustés, ou encore si l'étape de la filtration sur sable présente un dysfonctionnement.

L'aluminium est considéré comme un micropolluant toxique depuis le développement de l'hémodialyse qui facilite son assimilation. On le soupçonne également d'être associé aux lésions cérébrales caractéristiques de la maladie d'Alzheimer. D'après les études, l'ingestion globale d'aluminium par habitant serait comprise entre 10 et 100 mg/jour et ce n'est pas l'eau, mais l'air, qui représenterait la source majeure d'ingestion (il peut en contenir de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à quelques dizaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Néanmoins, sur la totalité d'aluminium consommée, l'organisme humain en assimile peu. Les organismes de santé publique et la réglementation ont fixé une concentration maximale de $200 \mu\text{g/l}$ d'aluminium dans les eaux de consommation. Une recommandation de $15 \mu\text{g/l}$ au maximum existe par ailleurs pour les eaux destinées à l'hémodialyse.

Le **plomb** est le métal qui focalise actuellement le plus l'attention. Il est très rarement détecté dans les eaux souterraines, dans lesquelles ses teneurs sont en général inférieures à $10 \mu\text{g/l}$ (limite de qualité). Des pollutions ponctuelles peuvent toutefois exister. Elles sont liées à certaines activités industrielles. La contamination des eaux de surface est par contre plus fréquente et plus fluctuante. L'étape de coagulation-floculation de la filière de potabilisation est suffisante pour éviter tous problèmes liés à ce paramètre. En fait, Les contaminations ont lieu

en aval des usines de production : dans les réseaux publics mais surtout privés de distribution (à l'intérieur des habitations). Dans ce cas, le plomb provient de la **composition des tuyaux** employés dans les réseaux intérieurs et pour le raccordement des habitations au réseau public – appelé « branchements » –. C'est un problème plutôt urbain et assez généralisé, qui s'explique par le fait que le plomb a été utilisé de façon massive dans le passé, en raison de ses caractéristiques intéressantes (résistant à la corrosion, malléable) et parce que son interdiction n'est intervenue que tardivement (Décret du 5 avril 1995). Mais le problème du plomb hydrique n'est pas seulement lié aux canalisations en plomb. Il s'observe également avec d'autres matériaux : 20 % des sites ne contenant pas de plomb massif ne respectent pas la limite de qualité de 10 µg/l. Ce plomb peut en fait provenir des soudures étain/plomb (interdites depuis août 1997), des brasures à l'étain (les brasures en plomb étant interdites depuis juin 1999), de la composition de certains matériaux tels que le laiton (5 à 6 % de plomb), l'acier galvanisé (1 % de plomb), certains PVC de fabrication étrangère (celui présent sur le marché national ne contenant pas de plomb) ou encore les robinets en bronze (jusqu'à 15 % de plomb).

Les **effets du plomb sur la santé** sont importants, même pour de faibles expositions, car il est extrêmement toxique. Il a également la particularité de ne pas être éliminé par l'organisme, où il s'accumule tout au long de la vie. Le plomb est principalement responsable du **saturnisme**, qui provoque des troubles neurologiques et des retards mentaux importants chez les jeunes enfants. 10 à 20 % du plomb consommés par l'homme proviendraient de l'eau. Le reste serait dû aux aliments et aux poussières de l'air. Le saturnisme hydrique qui était considéré en France comme une « affaire classée » jusqu'au début des années 1970, a été à nouveau diagnostiqué à partir de 1974. L'étude du cas de la ville d'Amiens dans les années 1990 a également montré que, contrairement à ce qui était admis précédemment – à savoir que seules les eaux agressives ($\text{pH} < 7$ et $\text{TAC} < 7^\circ\text{F}$) étaient potentiellement dangereuses au contact des canalisations en plomb – les eaux dures carbonatées calciques ($\text{TAC} > 25^\circ\text{F}$) pouvaient aussi entraîner la dissolution du plomb, lorsque leur pH était inférieur à 7,5. Pour plus de sûreté, il est actuellement recommandé de distribuer des eaux à $\text{pH}=8$, $\text{TH}=8$ et $\text{TAC}=8$. La réglementation française, qui fixait jusqu'ici à 50 µg/l la concentration maximale admissible en plomb dans les eaux brutes et dans l'eau potable en sortie d'usine, a été modifiée : la limite de qualité a été abaissée à 25 µg/l dans un premier temps (cette limite devant être respectée au plus tard le 25/12/2003). Puis elle passera à 10 µg/l de manière définitive le 25/12/2013. Il est prévu que les contrôles soient effectués aux robinets des consommateurs, sur des prélèvements représentatifs de l'eau réellement consommée, et non plus en sortie de production. Une enquête menée sur 230 sites, pour évaluer la situation en France, a montré que 24 % des eaux analysées dépassaient 25 µg/l et 56 % dépassaient 10 µg/l.

g) Les éléments non métalliques et autres substances spécifiques

L'**arsenic** (As) est également un élément très répandu dans la biosphère. Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre est d'environ 1,5 mg/kg. Il est présent en plus forte concentration dans les roches sédimentaires (13 mg/kg en moyenne dans les marnes et les schistes). Il se rencontre donc couramment dans les eaux souterraines, mais le plus souvent dans des concentrations très faibles. Lorsqu'on le trouve à des concentrations anormalement élevées dans les eaux de surface ou les aquifères, c'est qu'il résulte d'une contamination due aux activités humaines : rejets industriels (fabrication du cuir, du verre, des peintures, des céramiques, des munitions, affinage des métaux, etc.), eaux usées issues de réseaux unitaires, traitements de certains minerais, combustion de charbon ou de déchets, lixiviation des cendres, usage d'engrais, détergent, pesticides, conservation du bois, etc. En fait, l'arsenic retient l'attention, car c'est une **substance minérale de classe A**, c'est-à-dire connue pour être **cancérogène chez l'homme**. C'est aussi un poison à toxicité aiguë. La nouvelle réglementation abaisse sa limite de qualité de 50 µg/l à 10 µg/l.

Les **TriHaloMéthanes** (THM) ou haloformes appartiennent à la famille des composés organo-halogénés totaux (TOX ou AOX en anglais). Ce sont des sous-produits résultant de l'action du chlore sur les matières organiques et les ions bromures lors de la **désinfection** des eaux potables. Ils peuvent être à l'origine de l'apparition de goûts et d'odeurs, et sont soupçonnés d'avoir un effet cancérogène. La réglementation limite donc à 100 µg/l la concentration des THM, qui sont suivis en tant que traceurs de la présence de composés organo-halogénés totaux dans les eaux distribuées.

Les **bromates** sont peu présents dans les eaux naturelles. Ils se forment à partir des bromures (naturellement présents dans les eaux) par réaction avec l'ozone, fréquemment utilisé dans les usines de traitement d'eau potable. Ils se forment généralement au niveau de l'inter-ozonation, très rarement au niveau de la pré-ozonation. Ils peuvent également se former lors de la désinfection par l'hypochlorite de sodium (eau de javel). Par contre, le dioxyde de chlore n'en produit pas (ClO_2 n'oxyde théoriquement pas l'ion bromure). Les ions bromates sont considérés comme cancérogènes potentiels pour l'homme. La réglementation en limite donc la concentration à 10 µg/l à partir du 25 décembre 2008 (avec une valeur transitoire de 25 µg/l au 25 décembre 2003). Le respect de

ces limites pose un réel problème, compte tenu de l'utilisation importante de l'ozone dans les usines de traitement d'eau et de la présence naturelle de bromures dans les eaux à traiter.

La présence de **chlorites** (ClO_2^-) et de **chlorates** (ClO_3^-) dans les eaux est liée à l'utilisation du dioxyde de chlore lors du traitement (pré-oxydation ou désinfection finale) qui conduit à la formation de ces ions. Leur toxicité n'a pas été clairement démontrée. Néanmoins, la réglementation fixe une référence de qualité de 200 $\mu\text{g/l}$ pour l'ion chlorite. Aucune recommandation particulière n'existe actuellement pour l'ion chlorate. Cela pose le problème de la limitation de l'utilisation du dioxyde de chlore en traitement, qui ne doit pas se faire au détriment de la désinfection.

Les **monomères** mis en évidence dans les eaux sont de plusieurs natures. La présence d'**acrylamide** ($\text{CH}_2\text{CHCONH}_2$) est liée à l'utilisation, lors du traitement, de floculants à base de polyacrylamide, contenant un résiduel de monomère trop élevé. Les produits utilisés actuellement en France ne posent pas de problème. Ce sont des polyacrylamides anioniques (copolymères d'acrylate et d'acrylamide) ayant reçu un agrément. La présence de **chlorure de vinyle** (CH_2CHCl) s'explique principalement par le relargage de monomères à partir des installations (tuyauteries, cuves) en polychlorure de vinyle (PVC) de mauvaise qualité. Il peut également être produit par voie anaérobie lors de la dégradation des solvants chlorés (tétrachloréthylène et trichloréthylène), principalement dans les eaux souterraines. Enfin, l'**épichlorhydrine** ($\text{C}_3\text{H}_5\text{ClO}$) peut avoir comme origine les revêtements de conduites et de réservoirs en résines époxy ou le monomère utilisé pour la fabrication de coagulants-floculants nommés " polyamines ", mais non autorisés en France.

Les **solvants chlorés** : il s'agit principalement du 1,2-dichloroéthane ($\text{C}_2\text{H}_4\text{Cl}_2$) – utilisé dans la production du chlorure de vinyle et comme solvant dans la synthèse de divers composés chlorés – du trichloroéthylène (C_2HCl_3) et du tétrachloroéthylène (C_2Cl_4) – utilisés comme solvants dans l'industrie pour le nettoyage à sec (blanchisseries) et dans le dégraissage de pièces mécaniques. Pour ces trois produits, un risque de pollution de la ressource est possible, par des rejets industriels, des déversements accidentels d'hydrocarbures ou des décharges d'ordures ménagères. En général, les concentrations dans les eaux de surface sont limitées, car ils sont très volatiles. Par contre, comme ils sont peu biodégradables, ils tendent à s'accumuler dans les eaux souterraines après percolation dans le sol. La limite de qualité pour la somme du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène est de 10 $\mu\text{g/l}$.

Le **benzène** et les **Hydrocarbures Aromatique Polycycliques** (HAP) sont des molécules qui comportent un ou plusieurs noyaux benzéniques. Ils sont présentes dans les produits pétroliers et peuvent se former lors de la combustion. Leur présence dans l'eau peut avoir une origine « naturelle » (activité volcanique, feux de forêt, synthèse par des bactéries, algues ou végétaux) ou être liée aux rejets de l'industrie (raffinerie, incinérateurs), de la circulation automobile (le benzène est ajouté à l'essence pour augmenter l'indice d'octane) et à des pollutions accidentelles. Ce sont, en fonction du composé, des cancérigènes « avérés » ou « probables ». La limite de qualité pour les eaux brutes est fixée à 1 $\mu\text{g/l}$ pour la somme des produits suivants : fluoranthène, benzo (3,4) fluoranthène, benzo (11,12) fluoranthène, benzo (3,4) pyrène, benzo (1,12) pérylène, indéno (1,2,3-cd) pyrène. La limite de qualité des eaux distribuées concerne quant à elle le benzène (1 $\mu\text{g/l}$), le benzo (a) pyrène (0,01 $\mu\text{g/l}$), la somme de benzo (b) fluoranthène, benzo (k) fluoranthène, benzo (ghi) pérylène et indéno (1,2,3-cd) pyrène (0,1 $\mu\text{g/l}$).

Les **pesticides** ou **produits phytosanitaires** sont essentiellement des produits organiques de synthèse, classés en fonction de l'espèce nuisible qu'ils contrôlent (herbicides, fongicides, insecticides, etc.). En France, en recense environ 450 à 500 molécules actives entrant dans la composition de plus de 4 000 préparations commerciales. Les composés les plus couramment retrouvés dans l'eau sont : les triazines, les urées substituées et les composés organochlorés et organophosphorés. Leur présence dans les eaux naturelles résulte du ruissellement et du relargage par les sols. L'importance de la contamination dépend de la nature du terrain, du couvert végétal, des conditions pluviométriques et de la mobilité du produit dans les sols. L'atrazine – herbicide sélectif pour la culture du maïs et le désherbage total des bas-côtés de routes et de voies ferrées – est le pesticide le plus fréquemment rencontré dans les ressources en eaux, à des niveaux de concentration parfois très supérieures à la limite de qualité de 0,1 $\mu\text{g/l}$ (jusqu'à quelques $\mu\text{g/l}$ dans les eaux superficielles). La somme de l'ensemble des pesticides détectés ne doit pas dépasser 0,5 $\mu\text{g/l}$, sachant que la concentration de chaque pesticide pris individuellement ne doit pas dépasser 0,1 $\mu\text{g/l}$ (sauf aldrine, dieldrine, heptachlore, heptachlorépoxyde pour lesquels la valeur limite est 0,03 $\mu\text{g/l}$).

III – LE CAPTAGE ET LA PRODUCTION D’EAU

1. LA PROTECTION DES POINTS D’EAU ET DE LA RESSOURCE

Tous les points de prélèvement d’eau destinée à la consommation humaine doivent faire l’objet d’une protection vis à vis des risques de pollution provenant des activités exercées à proximité. Cette protection passe en premier lieu par la mise en place de **périmètres de protection**, destinés à faire obstacle aux polluants susceptibles de dégrader la qualité de l’eau. A l’intérieur de ces périmètres, certaines activités, présentant un risque pour l’eau, peuvent être réglementées, voire interdites. Ces périmètres constituent une « réglementation locale » généralement plus contraignante que la « réglementation générale » habituellement applicable. Ils font donc l’objet d’un arrêté de **Déclaration d’Utilité Publique**, pris par le préfet de département. Ils sont ensuite applicables de plein droit.

Sur le plan pratique, la protection est réalisée par la mise en place de 3 périmètres concentriques :

- Le **périmètre de protection immédiate** : c’est une surface limitée – de quelques dizaines de mètres carrés à 1 hectare – qui doit être acquise en propriété par le maître d’ouvrage et clôturée. Toute activité, autre que celle liée à l’exploitation du point d’eau y est interdite.
- Le **périmètre de protection rapprochée** : c’est une surface d’emprise variable – de quelques hectares à une centaine d’hectares – en fonction de l’hydrogéologie locale. Ce périmètre est une « enveloppe de protection », délimitée en fonction des risques de proximité pour le point d’eau. Certaines activités ou installations susceptibles de présenter un risque pour la qualité de l’eau peuvent être réglementées, voire complètement interdites (constructions, labours, épandages de déjections animales ou de boues de stations d’épuration urbaines, etc.).
- Le **périmètre de protection éloignée** : facultatif, il couvre généralement l’ensemble de la zone alimentant le point d’eau (bassin d’alimentation du captage). Il a pour objet de rappeler la zone (parfois très vaste) influençant la qualité du point d’eau et d’y appliquer une « vigilance renforcée ». Des actions complémentaires de protection peuvent y être mises en œuvre (conseils agronomiques aux exploitants agricoles par exemple).

Les périmètres de protection immédiate et rapprochée s’inscrivent dans une logique de protection directe du point d’eau ; principalement vis à vis des pollutions accidentelles. Les périmètres de protection éloignée s’inscrivent quant à eux dans une logique plus globale, et de plus long terme, de protection de la ressource en eau.

2. LES PRISES D’EAU

Selon l’origine – souterraine ou de surface – de la ressource captée, l’aménagement des points d’eau diffère. On distingue généralement :

- Les prises d’eau ou pompages en rivières ou en lacs
- Les captages de sources
- Les puits pour les nappes de faible profondeur
- Les forages pour les nappes profondes

La qualité de la réalisation des ouvrages est essentielle, pour éviter toute pollution secondaire du point d’eau (infiltration d’eaux de ruissellement à partir de la surface, mise en communication de nappes indépendantes et de qualités différentes).

3. LE TRAITEMENT DES EAUX

a) Pourquoi traiter l’eau ?

Parce qu’il faut respecter les normes de qualité de l’eau avant sa mise en distribution (décret 89-3 du 3/01/89, directive 98/83/CE du 3/11/98 et décret 2001-1220 du 20/12/01) et que la qualité de la ressource ne répond pas toujours à ces normes. Dans le cas des eaux souterraines, certains paramètres liés à la qualité naturelle de l’eau peuvent ne pas répondre aux normes (fer, manganèse, turbidité) ou la ressource peut être dégradée par l’activité humaine (pollutions diffuses par les nitrates ou les phytosanitaires). Pour les eaux superficielles, le traitement est dans tous les cas obligatoire. Il est plus ou moins poussé selon la qualité de l’eau brute utilisée.

b) Le traitement des eaux superficielles

Les eaux superficielles sont utilisées pour l'alimentation en eau potable, lorsqu'il y a insuffisance de la ressource en eaux souterraines en raison de la nature des terrains, qui sont peu aquifères (cas des terrains anciens de socle) ou d'une forte concentration de population, dont les besoins ne peuvent pas être totalement couverts par les seules eaux souterraines ; même si elles sont abondantes (c'est le cas par exemple des agglomérations parisiennes, caennaise et cherbourgeoise).

Elles ne sont pas directement utilisables pour l'alimentation en eau potable, car elles sont chargées de nombreuses impuretés dissoutes ou en suspension, d'origine naturelle ou liées à des pollutions. Parmi ces substances, on trouve les acides humiques, qui produisent des trihalométhanes en présence de chlore. La qualité de ces eaux brutes varie également dans le temps, en fonction de la saison, de la météorologie, de l'activité biologique, etc. La réglementation concernant l'utilisation des eaux douces superficielles pour la production d'eau potable identifie trois catégories décroissantes de qualité d'eau brute (A1, A2, A3), auxquelles sont associés trois niveaux de traitements de plus en plus poussés. Le traitement moderne des eaux de surface met en œuvre une combinaison de procédés adaptés aux caractéristiques de chaque eau brute. Cette combinaison constitue la filière de traitement.

* *Le traitement physique*

Objectif : éliminer, par des procédés mécaniques, tous les éléments grossiers qui pourraient détériorer les équipements de la filière ou constituer une gêne pour les traitements ultérieurs. Le dégrillage retient les corps flottants volumineux, qui pourraient boucher les pompes et obstruer les canalisations. Le dessablage et le débouage retiennent les particules minérales grossières et une partie des limons, dans le but de protéger les équipements tournants de l'abrasion et d'éviter la surcharge du décanteur. Le tamisage et le microtamisage visent à éliminer les particules les plus fines (25 à 150 µm).

* *L'oxydation ou préoxydation*

L'oxydation peut avoir différents objectifs :

- éliminer le goût, les odeurs et la couleur
- éliminer l'ammoniaque
- éliminer le fer et le manganèse : l'oxydation les transforme en hydroxydes insolubles facilement séparables du liquide par décantation et filtration,
- améliorer la clarification (meilleure cohésion des boues dans le décanteur qui permet d'augmenter la vitesse de l'eau)
- oxyder les matières organiques dissoutes, qui se transforment en composés plus facilement biodégradables²,
- maintenir la propreté des installations, en luttant contre la prolifération d'organismes non pathogènes (algues) mais qui nuisent au bon fonctionnement de certains ouvrages : décanteurs et filtres notamment.

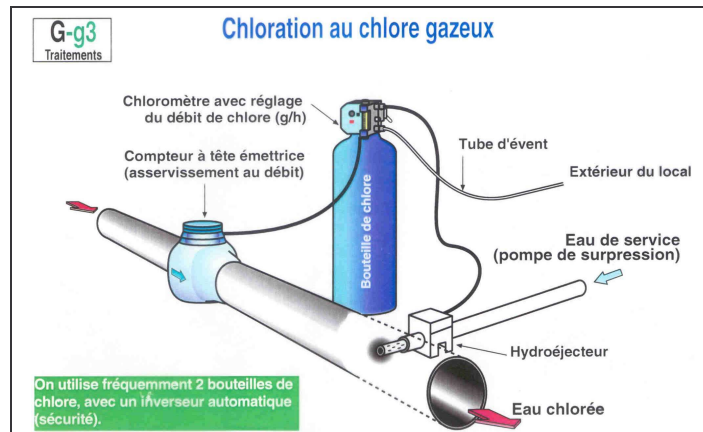
Selon la nature et la concentration de l'oxydant utilisé, ces différents objectifs sont plus ou moins atteints.

Les composés les plus souvent utilisés sont des agents chlorés – le chlore gazeux (Cl₂), l'hypochlorite de sodium ou « eau de Javel » (NaClO), le dioxyde de chlore (ClO₂) – l'ozone (O₃) et le permanganate de potassium (KMnO₄). Le choix de l'oxydant dépend de la qualité des eaux brutes utilisées et des objectifs que l'on veut atteindre.

L'oxydation par le **chlore** a une bonne efficacité sur l'ammoniaque, le fer et le manganèse. Il facilite également la clarification. Le chlore est introduit dans l'eau à partir de **chlore gazeux** (Cl₂) :



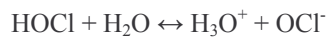
² L'oxydation complète en CO₂ est rarement obtenue.



ou d'hypochlorite de sodium (NaClO) :



Il forme l'acide hypochloreux (HOCl) qui se dissocie selon la réaction suivante pour former des ions hypochlorites (OCl^-) :

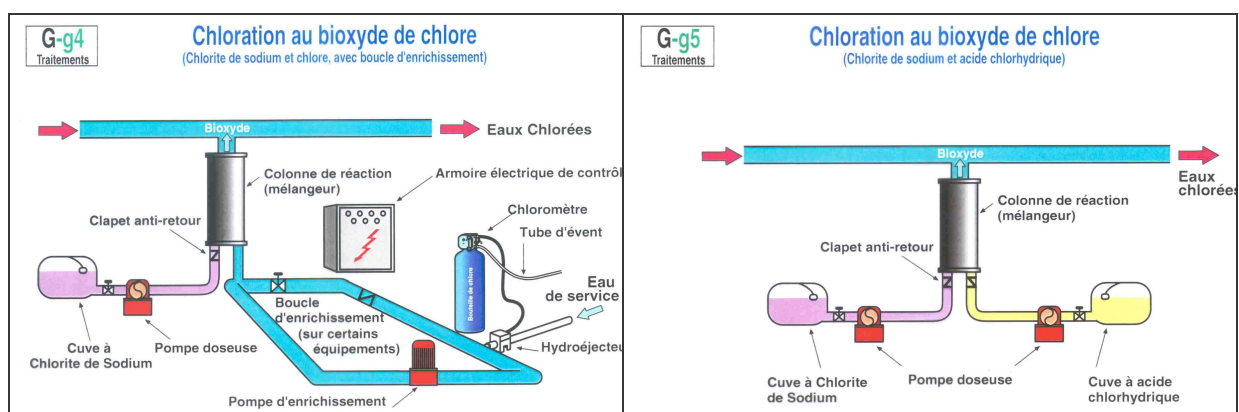


La forme prédominante est l'acide hypochloreux (HOCl) au $\text{pH} < 7,4$ et l'ion hypochlorite (OCl^-) aux $\text{pH} > 7,4$. La réaction d'oxydation par le chlore a néanmoins l'inconvénient de former des composés organiques chlorés tels que les trihalométhanes (THM) et de générer des mauvais goûts.

Le **dioxyde de chlore** ou bioxyde de chlore (ClO_2) est un oxydant puissant. Il agit plus rapidement que le chlore sur les matières oxydables et son efficacité décolorante est supérieur. Il ne réagit pas avec l'ammoniaque et ne permet donc pas de l'éliminer. Sa mise en œuvre est délicate : c'est un gaz très toxique qui doit être fabriqué sur place. On le prépare en faisant réagir de l'acide chlorhydrique (HCl) ou du chlore (Cl_2) sur du chlorite de sodium (NaClO_2) selon les réactions suivantes :

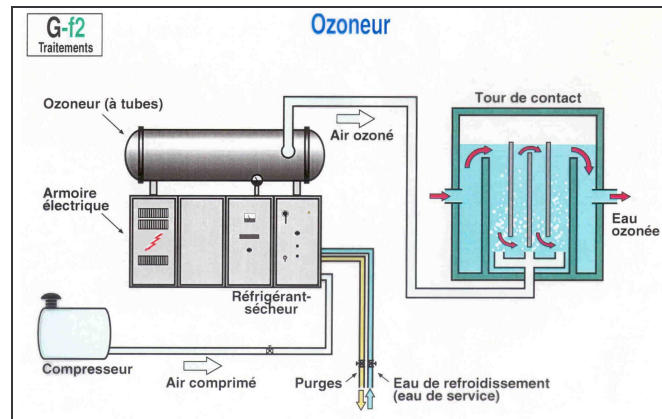


Le produit se conserve 4 à 5 heures en solution diluée. Il peut donc être momentanément stocké avant injection. Le pH a peu d'effet sur son efficacité et il ne forme pas de composés indésirables comme les THM. En revanche il peut former d'autres sous-produits tels que les chlorites et les chlorates.



L'**ozone** (O_3) est un oxydant rapide et puissant qui présente de nombreux avantages. Il améliore la qualité organoleptique de l'eau (goût et odeurs), élimine la couleur due au fer, au manganèse et aux matières humiques, oxyde les molécules organiques à longues chaînes, les rendant plus facilement biodégradables (matière organique, pesticides) et élimine les algues (lutte contre les salissures). A faible dose, il améliore le rendement de la clarification. En revanche, il ne réagit pas avec l'ammoniaque et ne permet donc pas de l'éliminer. Il présente par ailleurs l'inconvénient de produire des bromates quand l'eau brute contient des bromures, ce qui pose des problèmes vis à vis du respect de la norme de $10 \mu\text{g/l}$, fixé pour 2008 dans la réglementation.

L'ozone est produit dans des ozoneurs à partir d'oxygène (rare) ou d'air (plus fréquemment) par l'action ionisante d'un champ électrique. On fait passer un courant d'air (ou d'oxygène), qui a préalablement subi une dessiccation, entre deux électrodes sous faible intensité et forte différence de potentiel (de 5 000 à 30 000 Volts). On réalise ensuite un refroidissement poussé, qui empêche la destruction de l'ozone. L'air ozoné ainsi produit est mis en contact avec l'eau dans une chambre de contact (ou tour d'ozonation) à des concentrations et pendant des durées déterminées. Le rendement des ozoneurs industriels est assez faible : de 0,5 à 2 % pour l'air et de 1 à 4 % pour l'oxygène.



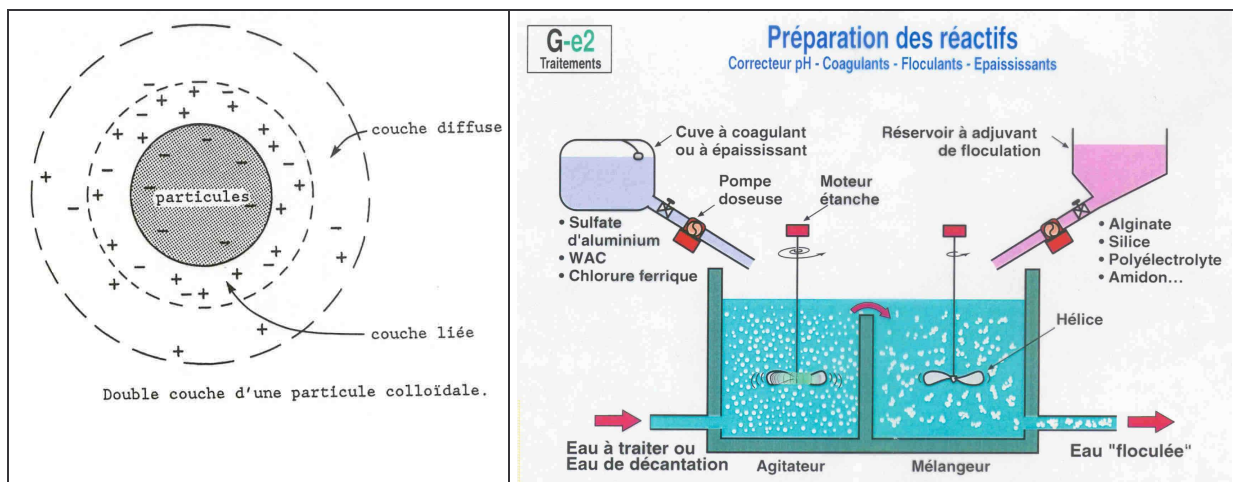
Le **permanganate de potassium** est principalement utilisé dans le cas d'eaux brutes riches en fer et en manganèse, car le KMnO_4 est plus efficace que le chlore dans l'oxydation des métaux. Il a par contre l'inconvénient d'être assez coûteux.

* **La clarification**

Objectif : éliminer la turbidité (matières en suspension et colloïdes).

La clarification des eaux de surface se déroule en plusieurs étapes : coagulation – floculation – décantation – filtration.

La coagulation a pour objectif d'agglomérer les particules entre elles. Les colloïdes sont en effet naturellement maintenus en suspension sous l'action de forces électrostatiques de répulsion. Pour rompre ces forces et déstabiliser les colloïdes, on injecte des réactifs appelés "coagulants", qui conduisent à la formation de précipités insolubles appelés "flocs" capables de décanter. L'injection du réactif se fait dans un compartiment sous forte agitation. Les réactifs utilisés sont des sels de fer et d'aluminium (sulfate d'aluminium, aluminat de sodium, sulfate ferreux ou ferrique, chlorure ferrique, etc.).



La floculation a pour objectif d'accroître le volume, le poids et la cohésion du floc formé. Dans un compartiment distinct de celui de la coagulation, on réalise une agitation lente qui permet, grâce à l'injection d'un

réactif appelé "floculant", l'agglomération des floccs et donc, leur grossissement. Les réactifs généralement utilisés sont la silice activée, les alginates de sodium, les polyélectrolytes, etc.

La décantation a pour objectif de séparer, par gravité, le floc formé de l'eau. Ce floc est récupéré par décantation en fond de l'ouvrage et constitue des boues, qui sont extraites périodiquement. Il existe deux grands types de décanteurs : les décanteurs à flux horizontal et les décanteurs à flux vertical.

Les **décanteurs à flux horizontal** ou décanteurs « couloir » sont des ouvrages longitudinaux de forme parallélépipédique traversés par un débit d'eau « à décanter ». L'eau décantée est reprise dans la partie aval et les boues sont récupérées en fond d'ouvrage. La vitesse de chute des particules du floc dépend essentiellement de la surface de décantation et non pas de la hauteur entre le plan d'eau libre et le radier (fond de bassin). C'est pourquoi ces ouvrages comportent souvent plusieurs étages de décantation superposés de faible hauteur. En pratique, une hauteur minimale reste toutefois nécessaire, de manière à pouvoir accumuler une quantité raisonnable de boues dans l'ouvrage avant évacuation ; ce qui tends à limiter la multiplication des étages.

Les **décanteurs lamellaires** – équipés de faisceaux de plaques ou de tubes parallèles – contournent cet écueil, car le floc qui se dépose sur les lamelles inclinées, glisse et peut être évacué en continu. Cela permet une réduction de l'encombrement au sol des ouvrages d'environ un facteur 10.

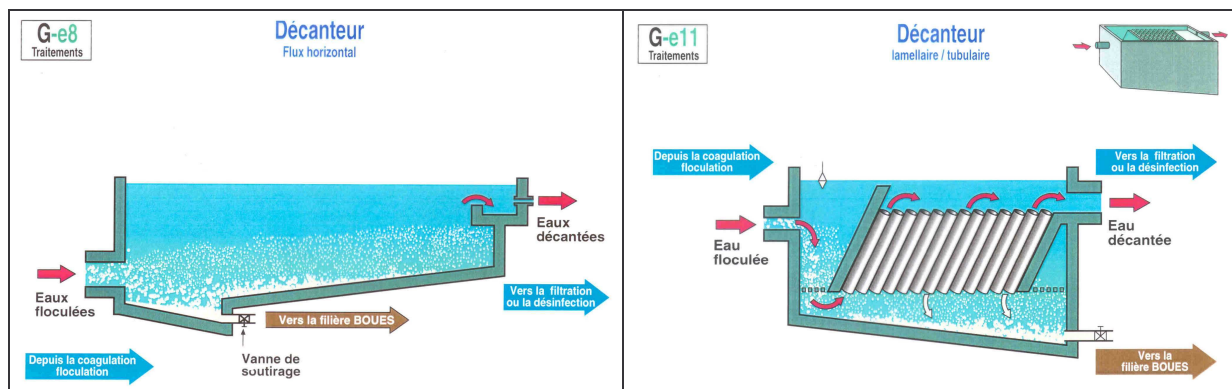
Les **décanteurs à flux vertical** sont des ouvrages de formes coniques, tronconiques ou pyramidales, dans lesquels l'eau suit un trajet vertical. La vitesse de chute des particules du floc est uniquement contrariée par la vitesse ascensionnelle de l'eau (et par les forces de frottements). L'équilibre de ces vitesses conduit à la formation d'un « voile de boue », qui constitue le principe de base du fonctionnement de tous les décanteurs verticaux. Ce « voile de boue » est en effet essentiel, car il joue un rôle de filtre en retenant les flocons de faible dimension : c'est le phénomène de coalescence. L'ouvrage « de base » est un décanteur statique : l'eau brute arrive au sommet d'une colonne, descend au fond de l'ouvrage (généralement très profond) puis remonte en abandonnant son floc.

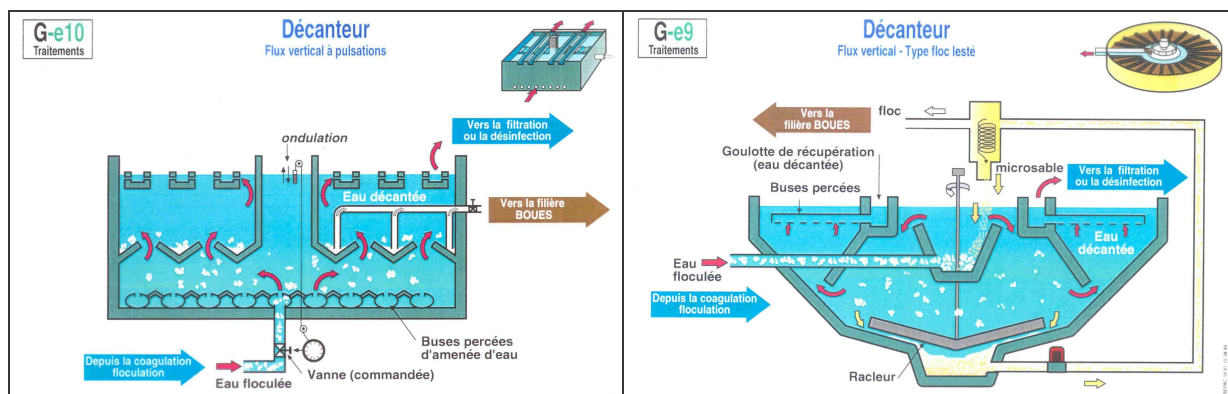
Diverses améliorations ont été apportées aux décanteurs verticaux par les différents concepteurs :

- Les **décanteurs à circulation de boues** font appel à des dispositifs de recirculation de boues ou de circulation forcée (turbine) qui accélèrent la décantation.
- Les **décanteurs à lit de boues pulsés** font appel à un dispositif de brassage hydraulique : l'eau à décanter est admise dans une cloche à vide qui se vidange à intervalles réguliers et produit des à-coup hydrauliques (ou pulsations) qui mettent en mouvement le lit de boues. Ces mouvements alternatifs favorisent la cohésion du floc.
- Les **décanteurs à floc lesté** utilisent du microsable pour lester le floc et favoriser sa décantation. La récupération du microsable est ensuite obtenue par la mise en œuvre d'un appareil en forme de tronc de cône – appelé hydrocyclone – qui récupère les boues extraites du décanteur et effectue la séparation du sable et des boues. Le sable est ensuite recyclé en tête de la clarification (au niveau de l'étape de floculation)

Les différentes technologies développées cherchent à augmenter la vitesse de passage de l'eau et/ou la surface de décantation du floc, de manière à réduire la taille des ouvrages et à obtenir des gains sur le génie civil.

Finalement, les dispositifs mis en place combinent souvent plusieurs de ces techniques, de manière à s'adapter à la taille des unités de production et à l'espace disponible ; dans le souci du meilleur compromis technico-économique ; tant en investissement qu'en fonctionnement.



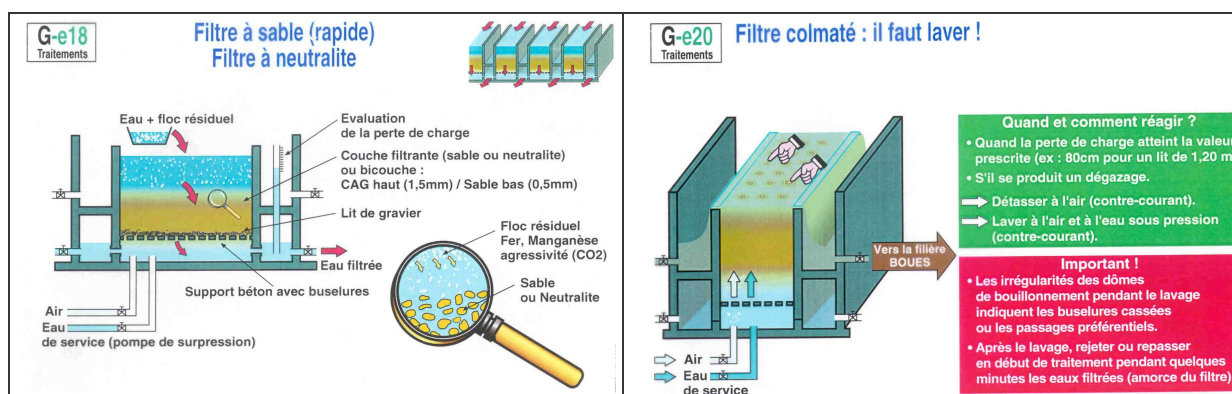


A ce stade, la majeure partie des particules colloïdales en suspension a été éliminée.

* La filtration

Objectif : retenir les dernières particules en suspension non éliminée dans le décanteur, en faisant circuler l'eau à travers un milieu poreux qui est le plus souvent du sable.

L'efficacité de la filtration dépend de la taille des grains de sable, de la hauteur de la couche de sable et de la vitesse de filtration.



Dans une filière moderne de potabilisation, on utilise la **filtration rapide**, avec une vitesse de filtration d'une dizaine de mètres par heure. Au fur et à mesure du passage de l'eau au travers du lit filtrant, les matières retenues s'accumulent dans les interstices entre les grains de sable et le filtre se colmate. Il faut donc le laver régulièrement en envoyant (de bas en haut) un courant d'air pour détasser le sable, puis un courant d'eau et d'air qui permet de détacher et d'entraîner les particules fixées sur les grains. A la remise en service du filtre, les premières eaux sont soit rejetées au milieu naturel, soit recyclées en tête de traitement.

Remarque sur La filtration lente :

Elle correspond à un traitement extensif permettant de traiter complètement l'eau par voie biologique. Le procédé consiste – après un prétraitement – à faire percoler l'eau directement sur des filtres à sable, avec une vitesse de passage de l'ordre d'une dizaine de mètres par jour (d'où la notion de « filtration lente »). Ce procédé – très efficace mais consommateur d'espace – a peu à peu été remplacé par les traitements modernes physicochimiques de coagulation-floculation-décantation-filtration rapide.

La filtration lente reste néanmoins utilisé par la ville de Paris qui dispose de 2 usines de ce type à Ivry et Joinville (2 Ha de filtres environ chacune). Ces usines construites à la fin du XIX^{ème}/début du XX^{ème}, fonctionnent toujours sur ce même principe, même si elles ont été modernisées il y a une dizaine d'année (mise en place d'un traitement assez léger et peu consommateur de réactif par coagulation sur filtre et biolite en tête de traitement).

* *Le traitement des boues*

L'étape de clarification conduit à la production de boues. Ces boues issues des décanteurs et des lavages de filtres contiennent les matières – essentiellement minérales – extraites de la rivière (MES, argiles, silice, carbonate de calcium, hydroxydes de fer et d'aluminium, micropolluants, etc.) ainsi que les réactifs de coagulation-floculation ajoutés lors du traitement. Ces boues qui contiennent beaucoup d'eau doivent être traitées. Elles subissent en général une concentration par déshydratation. Différents procédés sont disponibles :

- le lagunage : il consiste à stocker les boues dans des bassins étanches, à extraire périodiquement le surnageant (eau clarifiée) qui est rejeté au milieu naturel, puis à laisser sécher les boues et enfin à effectuer le curage du bassin avant envoi des produits de curage en épandage ou en décharge.
- les lits de séchage : les boues sont épaissies avec des polyélectrolytes, puis sont acheminées vers des lits drainant, où elles sont filtrées et où elles sèchent.
- les filtres-presses : les boues sont épaissies dans un épaississeur avec addition d'un coagulant ou de chaux, puis elles sont envoyées sur le filtre presse.
- la centrifugation : idem ci-dessus mais utilisation d'une centrifugeuse.

* *La désinfection*

La désinfection a pour objectif d'**éliminer les organismes pathogènes** et de **maintenir un résiduel bactériostatique** dans les réseaux de distribution, de manière à éviter la dégradation de l'eau ; en particulier par reviviscence bactérienne. Son efficacité dépend du pouvoir létal du désinfectant utilisé, du temps de contact avec l'eau, des conditions physicochimiques (pH, température, turbidité) et de la qualité du traitement en amont.

Les réactifs mis en œuvre pour la désinfection des eaux alimentaires sont identiques à ceux de l'oxydation. Néanmoins, l'oxydation et la désinfection restent deux étapes bien distinctes :

- L'oxydation intervient au début de la chaîne de traitement – entre le traitement physique et la clarification – on parle généralement de « préoxydation ».
- La désinfection intervient en toute fin de traitement – avant la mise en distribution de l'eau – on parle souvent de « post chloration ».

La désinfection au **chlore** – chlore gazeux ou à l'hypochlorite de sodium – est simple à mettre en œuvre (injection directe à partir d'une bouteille de chlore ou d'une pompe doseuse). Les agents désinfectants sont l'acide hypochloreux (HOCl) et l'ion hypochlorite (OCl⁻). La forme prédominante est l'acide hypochloreux (HOCl) aux pH < 7,4 et l'ion hypochlorite (OCl⁻) aux pH > 7,4. L'acide hypochloreux (HOCl) étant un désinfectant plus efficace que l'ion hypochlorite (OCl⁻), la désinfection doit être mise en œuvre en milieu acide. Une correction du pH est ensuite nécessaire avant mise en distribution de l'eau. La désinfection est assurée, s'il reste dans l'eau une quantité résiduelle de « chlore libre » (HOCl + OCl⁻) de l'ordre de 0,1 à 0,2 mg/l après un temps de contact de l'ordre de 30 minutes. Si le traitement amont est insuffisant, le chlore réagit avec les composés oxydables encore présents dans l'eau : il est consommé au détriment de la désinfection. Si le résiduel est trop important, il faut le neutraliser avec du bisulfite de sodium : c'est la déchloration. La désinfection au chlore a l'inconvénient de former des composés organiques chlorés tels que les trihalométhanes (THM) et de générer des mauvais goûts.

Le chlore a par ailleurs l'avantage d'être un désinfectant à pouvoir rémanent : une fois que les réactions d'oxydation ont eu lieu, il ne disparaît que lentement. Ce pouvoir est mis à profit dans les réseaux de distribution, où on laisse après traitement une certaine quantité de chlore libre dite « chlore résiduel », de manière à obtenir un effet bactériostatique qui évite la reviviscence bactérienne et permet de préserver la qualité de l'eau.

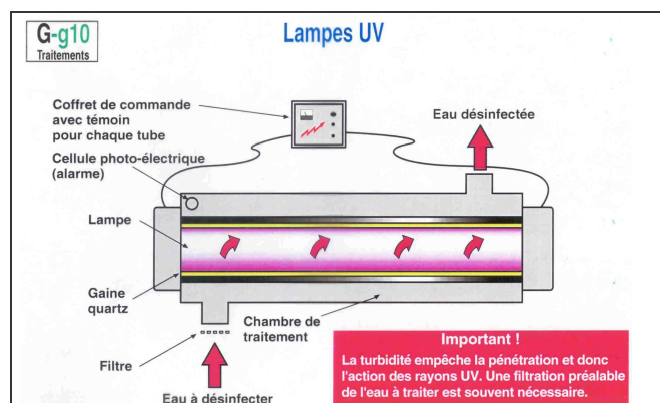
Le **dioxyde de chlore** (ClO₂) est également un bon désinfectant. Son pouvoir rémanent est plus important que celui du chlore. Il persiste donc plus longtemps dans les réseaux de distribution. Le pH a peu d'effet sur son efficacité et il ne forme pas de composés indésirables comme les THM. Il peut par contre former d'autres sous-produits : les chlorites et les chlorates, également visés par la réglementation. Sa mise en œuvre est assez délicate : c'est un gaz très toxique qui doit être fabriqué sur place.

L'**ozone** est un désinfectant puissant, capable notamment d'éliminer les virus (avec résiduel de 0,4 mg/l d'ozone pendant 4 mm). Il a l'inconvénient de ne pas être rémanent. Il ne peut donc pas assurer le résiduel bactériostatique. Son pouvoir désinfectant important permet néanmoins de limiter la chloration de l'eau avant sa mise en distribution ; ce qui a pour conséquence d'améliorer sa qualité gustative.

Le **permanganate de potassium** n'est généralement pas utilisé pour la désinfection des eaux, principalement en raison de sa faible vitesse de réaction vis à vis des bactéries.

Deux autres techniques, ne faisant pas appel à des oxydants chimiques peuvent également être mises en œuvre pour la désinfection des eaux alimentaires :

Les **rayonnements ultra-violets** : ils ont un effet bactéricide maximum à 250 nm et sont obtenus au moyen de lampes à basse pression de vapeur de mercure. Ils ne produisent pas de sous-produit indésirable, mais exigent une très bonne qualité d'eau vis à vis des MES et de la turbidité. Leur absence d'effet rémanent limite généralement leur utilisation aux réseaux de distribution courts. Sinon, il faut les faire suivre d'une chloration, ce qui fait perdre de son intérêt à cette technique.



Les **membranes de filtration** (voir plus loin) sont plus ou moins capables de retenir, en fonction de leur seuil de coupure, les microorganismes présents dans l'eau (la microfiltration retient la plupart des bactéries et protozoaires, l'ultrafiltration et la nanofiltration retiennent tout ou partie des virus). Actuellement, leur mise en place pour la seule désinfection est peu réaliste sur le plan économique, car ce type d'équipement entraîne sur une filière complète de traitement un surcoût important (de l'ordre de 30 %). On peut néanmoins bénéficier de cette technologie récente lorsque plusieurs paramètres sont à éliminer (turbidité, matières organiques, pesticides) et sur des sites de production importants.

Enfin, quel que soit le mode de désinfection, il est conseillé de laisser un résiduel de chlore, de l'ordre de 0,1 à 0,2 mg/l, pour protéger le réseau de distribution contre les reviviscences bactériennes. Sur les réseaux de distribution long des « rechloration » sont souvent nécessaires. Elles se font généralement au niveau des réservoirs de stockage.

A ce stade, les eaux – qui ont déjà subi un traitement complet – ont normalement vocation à être mises en distribution. Néanmoins et pour garantir l'élimination de certains microorganismes ou pollutions spécifiques – virus, parasites, pesticides, nitrates, turbidité, etc. – une étape supplémentaire d'affinage peut s'avérer nécessaire.

L'affinage

Objectif : éliminer les matières minérales et organiques dissoutes dans l'eau et améliorer la qualité organoleptique de l'eau.

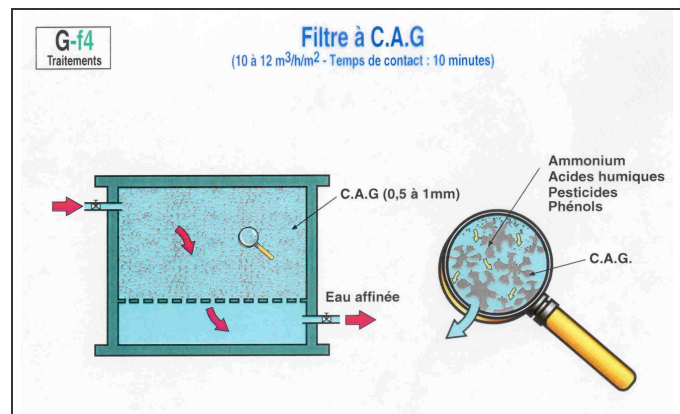
L'utilisation du charbon actif

Le charbon actif est élaboré à partir de différentes types matières premières qui constituent un squelette carboné : charbon, tourbe, lignite, noix de coco, etc. Lors de la montée en température (500 à 800 °C) le produit acquiert une structure microporeuse importante : de 1.000 à 1.500 m² de surface développée par gramme de charbon. Le charbon actif agit par **adsorption** : les atomes de carbone présents à sa surface exercent une force d'attraction sur les molécules dissoutes dans l'eau. Ses fonctions sont multiples : il peut agir comme un adsorbant seul – en retenant les micropolluants minéraux et organiques – ou comme adsorbant et filtrant – en offrant un support au développement d'une flore bactérienne dégradant la matière organique dissoute ou l'ammoniaque –.

L'utilisation du charbon actif permet :

- d'améliorer la qualité organoleptique de l'eau
- d'éliminer les micropolluants
- d'éliminer l'ammoniaque
- de stabiliser la demande en chlore
- de diminuer les risques de reviviscence bactérienne dans les réseaux de distribution.

Il existe sous forme de grains (CAG) ou de poudre (CAP). Le **charbon actif en grain (CAG)** peut être utilisé à la place de la filtration sur sable ou à sa suite (filtre spécifique). On parle dans ce cas de « filtration sur charbon actif ». On place en général une ozonation à l'amont de ce type de dispositifs, pour améliorer l'élimination (rétention) des composés organiques et augmenter la « durée de vie » du charbon. Après un certain temps d'utilisation, le filtre à CAG est saturé. Il doit être remplacé par du matériau neuf ou régénéré, c'est-à-dire de nouveau porté à haute température. On dit alors que le charbon est « réactivé ». Cette opération conduit à une perte de 10 à 15 % de matériau.

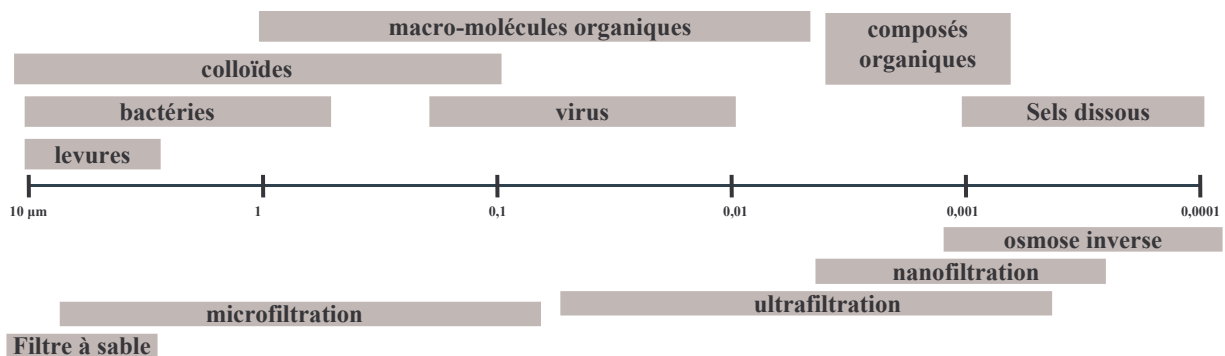


Le **charbon actif en poudre (CAP)** est utilisé sous forme de suspension, généralement injectée au niveau de la floculation. Il est ensuite éliminé dans le décanteur, avec le floc. Sa mise en œuvre est simple et nécessite peu d'investissement. Par contre, le coût de fonctionnement peut rapidement s'avérer important. Il peut être utilisé en routine ou en réactif de crise, en cas de pollution accidentelle, pour retenir des micropolluants (phytosanitaires par exemple).

Il existe des variantes dans le mode d'utilisation du CAP qui permettent notamment son recyclage. Dans certaines configurations, il constitue une étape à part entière de la filière, avec un ouvrage ou un réacteur spécifique, situé entre la décantation et la filtration (procédé CARBOFLUX de la SAUR). Il peut également être couplé aux techniques membranaires : le procédé CRISTAL (brevet Lyonnaise des Eaux) utilise le couplage membranes d'ultrafiltration et charbon actif en poudre (CAP) après ozonation. Dans ce cas, les micropolluants sont fixés sur le CAP et retenus par les membranes. Le CAP contenu dans les eaux de rétro lavage des membranes est ensuite recyclé en tête de traitement.

Les membranes de filtration

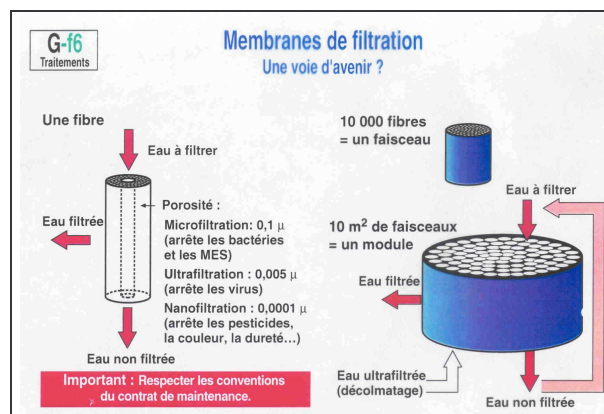
La technologie membranaire a pris un essor très important en matière de traitement des eaux potables au cours de la dernière décennie. Les membranes de filtration sont des filtres sélectifs qui constituent une barrière physique capable – en fonction de leur seuil de coupure – de retenir des microorganismes et des particules de très petite taille, voire même des molécules.



Les membranes sont constituées de fibres creuses et poreuses assemblées en faisceaux dans des modules. On distingue 4 types de membranes :

- La microfiltration retient les matières en suspension, les colloïdes, les kystes de protozoaires et les bactéries. Elle n'altère pas la composition ionique de l'eau.
- L'ultrafiltration retient en plus les algues et une partie des virus. Elle ne modifie pas non plus la composition ionique de l'eau.
- La nanofiltration a la capacité de retenir certains ions monovalents (NO_3^-) et divalents (le calcium et le magnésium), ainsi que les molécules organiques à faible poids moléculaire. Elle modifie la composition ionique de l'eau. Il est donc nécessaire de la reminéraliser l'eau avant sa mise en distribution. Il y a très peu d'applications en AEP (1 seule usine existe sur le bassin Seine-Normandie à Méry-sur-Oise), car ce procédé est très consommateur d'eau traitée – pour le lavage – et d'énergie – pour faire passer les molécules d'eau au travers de la membrane –.
- L'osmose inverse est un procédé de purification de l'eau. Cette technique permet de dessaler l'eau de mer et de produire de l'eau ultra-pure pour l'industrie.

Les membranes fonctionnent selon le principe suivant : grâce à un apport d'énergie (pression), l'eau est passée au travers de la membrane qui retient les éléments dont on a ciblé l'élimination. C'est le « perméat » qui est collecté et mis en distribution. La partie qui contient les impuretés retenues s'appelle « le concentrat ». Elle est recirculée dans les modules, puis évacuée après un nombre de cycles définis à l'occasion des « rétrolavages », de manière à éliminer ces impuretés et éviter le colmatage de la membrane. Il convient d'être attentif à la destination des concentrats, qui peuvent être chargés en nitrates, pesticides, MES ou microorganismes.



c) Le traitement des eaux souterraines

Les eaux souterraines sont présentes en tout point du sous-sol. Elles sont plus ou moins abondantes selon la nature de ce sous-sol. Elles constituent la principale source d'approvisionnement en eau potable et leur qualité naturelle répond généralement aux exigences réglementaires. Dans ces conditions, elles sont simplement désinfectées avant d'être mise en distribution.

Certaines d'entre elles présentent toutefois, naturellement, des teneurs excessives en certains éléments (fer, manganèse, turbidité) et doivent subir un traitement spécifique avant mise en distribution. D'autres, dépourvues de protection naturelle, sont soumises à des pollutions ponctuelles (souvent accidentelles), diffuses (nitrates et produits phytosanitaires) ou microbiologiques (liées à certains aquifères sensibles – tels que les milieux fissurés karstiques – ou à des contamination de proximité au niveau des installations de captage).

* La désinfection

Une grande partie des eaux souterraines utilisée en France est de bonne qualité et ne subit qu'un simple traitement de désinfection avant sa mise en distribution. Le principe de la désinfection des eaux souterraines et les procédés mis en œuvre sont rigoureusement les mêmes que pour les eaux de surface.

* **La déferrisation**

Objectif : éliminer le fer ferreux (Fe^{2+}) naturellement dissous dans l'eau, pour éviter une mauvaise qualité organoleptique de l'eau (couleur rouge, goût métallique), ainsi que les risques de bouchage ou de corrosion des canalisations du réseau, favorisés par le développement de bactéries spécifiques. Deux types de traitement peuvent être mis en œuvre :

L'oxydation physico-chimique consiste à oxyder le fer ferreux (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}) capable de précipiter. L'oxydation du fer est assurée dans la majorité des cas par l'oxygène de l'air ; l'eau étant aérée dans un ouvrage spécifique (tour d'aération), garni d'un matériau qui accroît la surface d'échange liquide/gaz (pouzzolane, lave volcanique). L'utilisation d'un oxydant plus puissant peut parfois être nécessaire (dioxyde de chlore, permanganate de potassium, ozone), notamment si l'eau contient des matières organiques et que le fer est complexé avec ces matières organiques. Car dans ces conditions, il faut détruire le complexe pour pouvoir assurer son élimination.

Le fer précipite sous forme d'hydroxydes ferriques ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) qui sont ensuite aisément retenus sur un filtre à sable que l'on lave périodiquement. La précipitation de l'hydroxyde ferrique est d'autant plus rapide que le pH est élevé. L'augmentation du pH peut par ailleurs provoquer la précipitation de carbonates de fer (FeCO_3) également retenus par la filtration. Si le précipité est trop fragile, on peut ajouter du floculant. Ce traitement peut se faire gravitairement ou sous pression.

L'oxydation biologique peut également être mise en œuvre pour éliminer le fer. Certaines bactéries comme *Leptothrix* sont en effet capables d'oxyder le fer réduit pour tirer l'énergie nécessaire à leur métabolisme. L'élimination rapide et complète du fer peut ainsi être obtenue sous certaines conditions, notamment un milieu pauvre en oxygène. Dans ce cas, la filière de traitement ne comporte qu'un seul ouvrage : un filtre à sable qui sert à la fois de support aux colonies bactériennes et de filtre pour l'eau traitée.

La déferrisation peut également être réalisée en même temps que d'autres traitements : de déminéralisation, de décarbonatation (le carbonate de fer FeCO_3 et l'hydroxyde ferreux $\text{Fe}(\text{OH})_2$ précipitent respectivement aux pH 8,2 et 10,5 mis en œuvre lors de la décarbonatation, et si le potentiel redox est suffisant l'hydroxyde ferrique $\text{Fe}(\text{OH})_3$ précipite également) ou de nitrification (dans les filtres nitrificateurs, le fer peut être oxydé et ainsi précipiter, à condition que l'oxydation par l'air soit suffisante).

* **La déminéralisation**

Objectif : éliminer le manganèse dissous dans l'eau, pour éviter une mauvaise qualité organoleptique de l'eau (couleur noire, goût métallique).

Le manganèse est présent dans l'eau sous les formes suivantes :

- Manganèse + II (Mn^{2+}) : forme réduite et dissoute
- Manganèse + IV (dioxyde de Manganèse MnO_2) : forme oxydée et précipitée qui donne une couleur noire à l'eau.
- Manganèse + VII (l'ion permanganate MnO_4^-) : forme oxydée et dissoute qui donne une couleur rose à l'eau.
- Libre ou complexée

Les procédés mis en œuvre pour l'élimination du manganèse suivent les mêmes principes que ceux utilisés pour la déferrisation. La cinétique d'oxydation avec l'air est très lente (sauf si le pH est supérieur à 9-9,5) et d'une manière générale, le passage de l'état Mn^{2+} à l'état MnO_2 nécessite une oxydation puissante par du dioxyde de chlore, du permanganate de potassium ou de l'ozone à un pH supérieur à 7. Toutefois, de manière à économiser du réactif et à éliminer les composés les plus facilement oxydables (fer), on réalise une aération en amont. La réaction d'oxydation du manganèse est la suivante :



La déminéralisation biologique est également possible, avec une élimination rapide et complète. Elle fait appel aux mêmes types de bactéries que la déferrisation. En revanche, à la différence de la déferrisation, la cinétique de la réaction est lente et la déminéralisation biologique nécessite une bonne aération. Elle est assez peu mise en œuvre.

La déminéralisation peut également être couplée à une décarbonatation

* **Le traitement de la turbidité**

Objectif : éliminer les matières en suspension et les colloïdes contenues dans l'eau.

Le phénomène de turbidité affecte naturellement les aquifères karstiques (calcaires et craies très fissurés en relation avec la surface par des gouffres ou bétouilles qui n'assurent aucune filtration de l'eau météorique). Ce phénomène a été accentué au cours des dernières décennies en raison des aménagements de surface et de l'intensification des pratiques agricoles (le remembrement qui a conduit à la suppression des mares – qui stockaient les eaux excédentaires –, des haies et des talus – qui limitaient l'érosion des sols sous l'effet du ruissellement –, le labour dans le sens de la pente, les sols laissés à nu en hiver, etc.) ; ainsi que de l'imperméabilisation des surfaces. Ces eaux turbides sont chargées de matières en suspension et de germes qui peuvent être éliminés de plusieurs façons :

- **par clarification complète** (coagulation-floculation-décantation-filtration) : procédé de clarification analogue à celui utilisé pour les eaux de surface.
- **par coagulation sur filtre** : le procédé consiste à flocculer directement les particules sur le filtre (en général un filtre bicouche sable-anthracite) qui va les retenir. Ce procédé n'est utilisé que sur des eaux peu chargées et nécessite peu de réactif, pour éviter le colmatage rapide des filtres.
- **Au moyen de membranes de filtration** : seules les membranes de micro et d'ultrafiltration sont actuellement utilisées. Basés sur la simple filtration physique, ils sont censés remplacer les filières de clarification classique. Les membranes retiennent également les micro-organismes, bactéries et une partie des virus (pour l'ultrafiltration) qui représente le risque sanitaire principal associé à la turbidité.

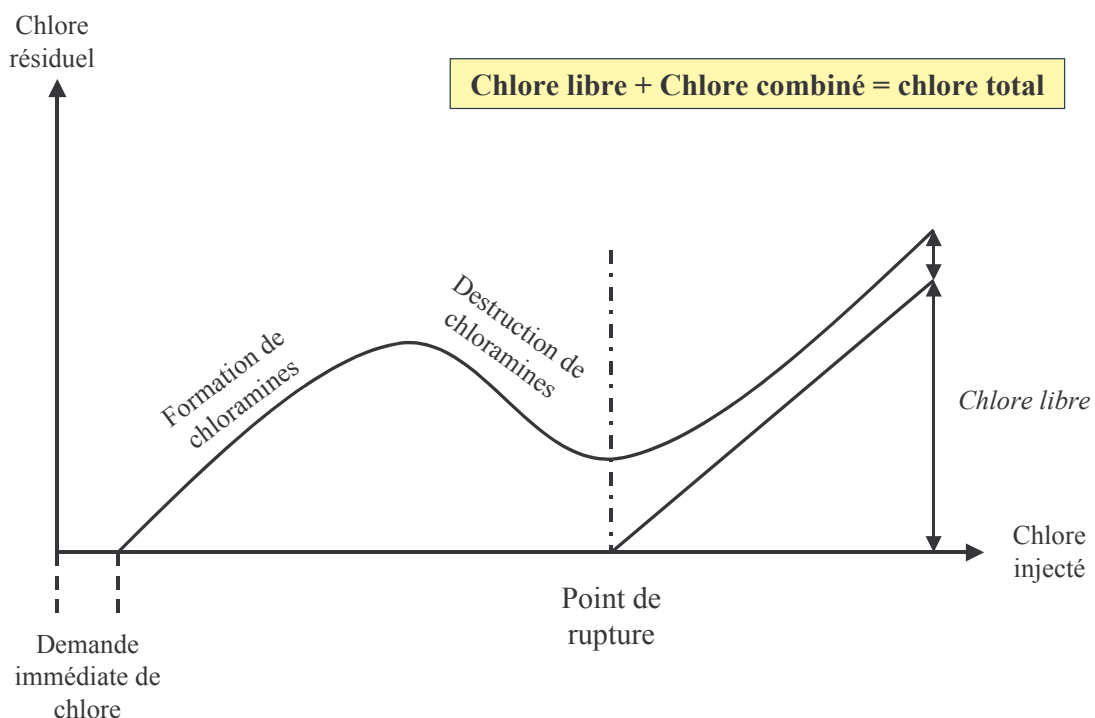
Toutefois, il semble que les limites de ces techniques soient atteintes avec les très fortes turbidités, pour lesquelles la seule réponse réellement efficace se trouve dans le champ des actions préventives contre le ruissellement.

* **L'élimination de l'ammoniaque**

Objectif : éviter une dégradation de la qualité de l'eau dans les réseaux.

L'ammoniaque consomme le chlore de la désinfection et favorise la prolifération bactérienne. Il donne lieu à l'apparition de mauvais goûts. Dans les eaux souterraines, la présence d'ammoniaque à des concentrations comprises entre 0 et 25 mg/l, résulte généralement de pollutions dues à des rejets d'eaux usées domestiques ou industrielles. L'ammoniaque peut être éliminée de l'eau par 2 voies :

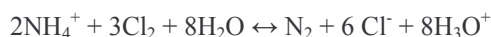
La chloration au point critique ou break-point (d'après R. Tracol, 2003)



Phase I : le chlore se combine à l'ammoniaque pour donner des chloramines, que l'on désigne sous le nom de « chlore combiné ». La courbe représente la teneur en chlore combiné.

Phase II : un excès de chlore détruit les chloramines jusqu'au stade d'azote gazeux. A la fin de cette étape, il n'y a plus ni ammoniaque ni chlore combiné dans l'eau.

Phase III : tout le chlore introduit dans l'eau à partir de ce point est sous forme de chlore libre, donc désinfectant. Ce point minimum de la courbe est appelé point critique (ou break-point). Il correspond à la dose de chlore suffisante pour éliminer l'ammoniaque et pour qu'apparaisse un résiduel de chlore. La réaction globale mise en jeu est :



En théorie, l'oxydation de 1 mg d'ammoniaque nécessite 7,6 mg de chlore. Mais en pratique, le chlore réagit avec d'autres composés, et la quantité de chlore nécessaire se situe plutôt entre 8 et 15 mg par gramme d'ammoniaque. Il reste également dans l'eau – au delà du point critique – du **chlore combiné** (chloramines) et du **chlore libre** (Cl_2 et HClO à $\text{pH} < 6$ et HClO et ClO^- à $\text{pH} > 6$) qui forment le **chlore total**. C'est le chlore libre qui permet la désinfection efficace de l'eau.

La nitrification biologique correspond à la transformation de l'ammoniaque en nitrate, par l'action de bactéries autotrophes, en 2 étapes :



L'élimination de 1 mg d'azote ammoniacal produit 4 mg de nitrates. Le processus bactérien mis en œuvre nécessite un apport d'oxygène et de phosphates. La vitesse de nitrification dépend de la température de l'eau : elle devient presque nulle en dessous de 5°C. Ce procédé est par ailleurs sensible aux variations de charge (concentration et/ou débit).

La nitrification est généralement mise en œuvre dans des filtres aérés remplis de lave volcanique ou d'un matériau spécialement conditionné à cet effet, comme la biolite. On fait passer un courant ascendant d'air surpressé dans le massif. Puis l'eau nitrifiée est filtrée dans des filtres à sable. Si la teneur en ammoniaque est faible, on peut n'utiliser qu'une étape de filtration : filtres à sable dans lesquels va s'effectuer la nitrification. S'agissant d'une filière biologique, il est impératif d'éliminer en amont tout produit susceptible de détruire la flore nitrifiante, y compris certains réactifs utilisés pour le traitement (oxydant, désinfectant).

* **L'élimination des nitrates**

Objectif : le traitement des nitrates est rendu nécessaire lorsque sa concentration dans les eaux souterraines dépasse 50 mg/l (raison réglementaire et sanitaire).

En pratique, on peut procéder de différente manière :

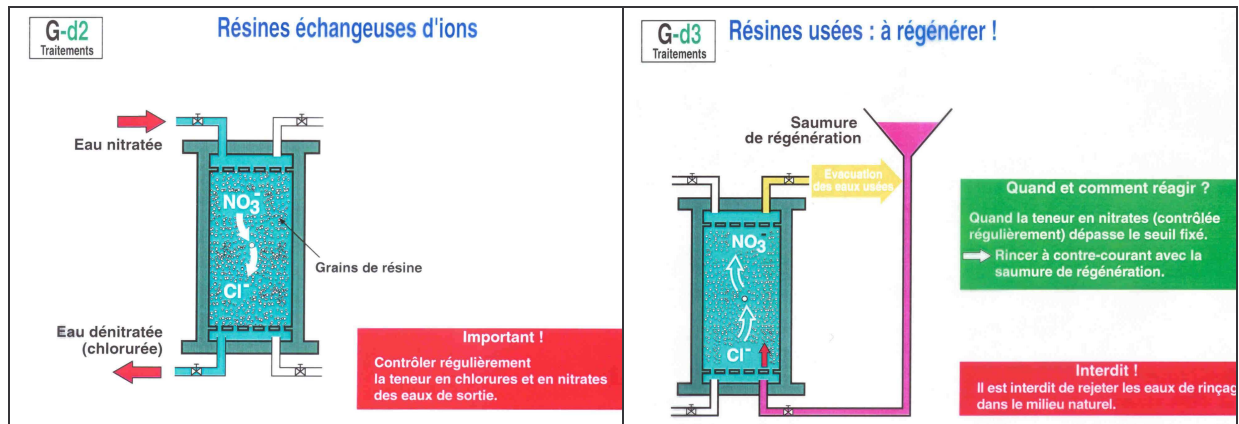
- **abandon du point d'eau** pollué et **recherche d'une autre ressource**.
- **dilution** de la ressource polluée par mélange avec une ressource moins polluée.
- réalisation d'un **forage plus profond**.
- **traitement** d'élimination par résine échangeuse d'ions ou par voie biologique.

Dans tous les cas, la protection et la préservation de la ressource (actions préventives) doivent être privilégiées au traitement (actions curatives) dont le recours doit être évité au maximum.

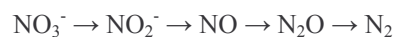
L'élimination des nitrates fait appelle à deux principaux type de traitement : l'un physicochimique, l'autre biologique.

La dénitratation par résine échangeuse d'ions est un processus physicochimique bien connu et assez largement répandu. Le principe consiste à transférer les ions indésirables de l'eau brute vers un support insoluble – la résine –. C'est la permutation. En général, le dispositif fonctionne en « cycle chlorure ». La résine, qui a plus d'affinité pour les nitrates que pour les chlorures, retient les nitrates et relargue les chlorures – d'où la notion « d'échange » d'ions –. Une fois arrivée à saturation, la résine doit être régénérée par percolation d'une solution fortement concentrée en chlorure de sodium, telle que de la saumure. Il faut veiller à s'assurer, dès l'émergence du projet, d'une destination convenable pour l'élimination des éluats de régénération, fortement concentrés en nitrates et chlorures. Leur renvoi vers le milieu naturel peut parfois être admis, si les conditions de dilution le permettent et en l'absence de risque d'eutrophisation. Le rejet vers une station d'épuration est également

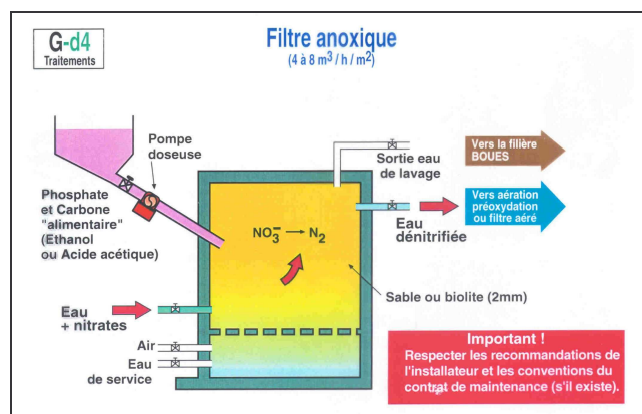
possible à condition que l'ouvrage assure une dénitrification biologique et en accord avec le maître d'ouvrage de cette station. Ce système est assez souple d'utilisation : il est peu sensible aux arrêts/reprises, aux variations de température et de débit, aux toxiques, etc. En revanche, il entraîne d'une modification de la minéralisation de l'eau, car ce type de traitement retient les sulfates et les bicarbonates (baisse du TAC) et s'accompagne d'un accroissement de la teneur en ions chlorures.



La dénitrification biologique (hétérotrophique) est basée sur la capacité des bactéries dénitrifiantes à réduire les nitrates en azote gazeux en l'absence d'oxygène (milieu anoxique) :



La filière comporte un réacteur anoxique dénitrificateur, garni d'un matériau qui sert de support aux colonies bactériennes dénitrifiantes. Cette étape est en général suivie d'une aération – permettant de rétablir une teneur en oxygène dissous suffisante – et d'un filtre à sable (ou d'un filtre à CAG voire d'une filtration membranaire) pour retenir le floc bactérien formé. Des apports de carbone (éthanol ou acide acétique) et de phosphore doivent être effectués en amont du réacteur, car les eaux brutes destinées à la consommation humaine n'en contiennent pas suffisamment. Le réacteur doit subir des lavages périodiques pour éliminer la biomasse formée.



Rappel sur l'équilibre calco-carbonique :

La plupart des eaux souterraines contiennent du bicarbonate de calcium ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) et du gaz carbonique (CO_2 libre) dissous. Le bicarbonate de calcium est instable dans l'eau et tend à précipiter sous forme de carbonate de calcium, selon la réaction suivante :



Pour qu'il y ait maintien en solution du bicarbonate de calcium, celui-ci doit être en équilibre avec une certaine quantité d'acide carbonique, appelé **CO_2 équilibrant**. Si l'équilibre calco-carbonique de l'eau n'est pas réalisé, la réaction sera orientée dans un sens ou dans l'autre :

- Si l'eau contient du gaz carbonique en excès, elle dissout le carbonate de calcium et est dite « agressive ». Le gaz carbonique excédentaire est appelé **CO_2 agressif**.
- Si la teneur en gaz carbonique est inférieure à la teneur équilibrante, l'eau est dite « déposante » (ou « incrustante » ou « entartrante »).

Une eau agressive peut attaquer les bétons du génie civil. Mais attention, il ne faut pas confondre « agressivité » – capacité de dissolution du carbonate de calcium – et « corrosion » – attaque des métaux – même si une eau agressive est souvent corrosive.

Une eau déposante peut quant à elle boucher les canalisations, perturber le fonctionnement des compteurs, diminuer l'efficacité des chauffe-eau, etc.

Des traitements spécifiques sont donc parfois nécessaires pour ramener l'eau à l'équilibre calco-carbonique.

Dans la pratique, on cherche à obtenir une eau légèrement bicarbonatée calcique qui dépose à froid une fine couche protectrice de bicarbonate de calcium dans le réseau de distribution ; appelée « **couche de Tillmans** ».

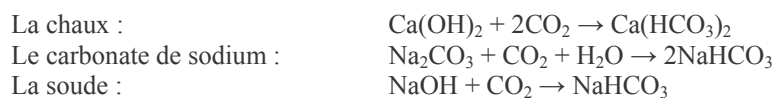
* **La neutralisation**

Objectifs : corriger l'agressivité de certaines eaux, en éliminant ou en neutralisant le gaz carbonique qu'elle contient en excès, de manière à obtenir les conditions physico-chimiques nécessaires à la formation de la couche de Tillmans.

Ce type de traitement s'adresse principalement aux eaux peu minéralisées présentes dans les massifs anciens. Pour cela, trois techniques sont principalement mises en œuvre :

L'élimination physique du gaz carbonique par aération ouverte consiste à mettre en contact l'eau avec l'air, de manière à éliminer le gaz carbonique par entraînement. Cette technique est efficace et peu coûteuse. Les dispositifs les plus couramment mis en œuvre sont la pulvérisation, le ruissellement et le barbotage. La pulvérisation est réalisée au moyen de tuyères et s'effectue à faible pression (moins de 0,8 bar). Elle permet d'éliminer 70 % du gaz carbonique. La technique de l'aération ouverte est employée lorsque la teneur en gaz carbonique est très importante ou lorsque la minéralisation de l'eau ne doit pas augmenter. Elle fait par ailleurs augmenter le pH de l'eau. Dans le cas de certaines eaux douces, il n'est pas toujours possible d'atteindre l'équilibre au moyen de cette seule technique, car la pression partielle du CO_2 dans l'air est un facteur limitant. Il faut alors poursuivre la neutralisation au moyen d'une autre méthode, qui est en général une filtration sur produit alcalino-terreux (voir plus loin).

La neutralisation par injection d'un réactif alcalin met en œuvre un des réactifs suivants :



Ces réactifs sont également très utilisés pour la neutralisation des eaux de surface. Quel que soit le réactif utilisé le pH et l'alcalinité de l'eau augmentent. En revanche, la dureté n'augmente qu'avec l'usage de la chaux. Les doses à injecter sont déterminées par le pH d'équilibre (pHs). On les détermine au moyen de graphes – méthode de Hallopeau-Dubin ou de Legrand-Poirier – ou expérimentalement. La neutralisation est effectuée :

- soit sur l'eau traitée
- soit partiellement sur l'eau brute – pour ajuster le pH de floculation par exemple – et le complément sur l'eau traitée.
- soit en totalité sur l'eau brute lorsqu'un pH élevé est recherché.

La chaux peut être mise en œuvre en tête de traitement, sous forme de suspension (lait de chaux), ou en fin de traitement, en utilisant une solution de chaux saturée peu concentrée (eau de chaux), obtenue au moyen d'un saturateur à chaux.

La filtration sur produit alcalino-terreux consiste à faire passer l'eau au travers d'un lit filtrant composé de carbonate de calcium ou de magnésium (éventuellement de magnésie) qui se dissout sous l'action du CO₂ agressif. Dans ce cas, le pH, l'alcalinité et la dureté augmentent. La filtration a généralement lieu dans des filtres « classiques » (type « filtre à sable ») remplis du produit neutralisant. Le tassage du lit filtrant et la rétention éventuelle de matières en suspensions imposent des lavages réguliers. Un des produits les plus utilisés est la « neutralite ». Il s'agit le plus souvent de maerl marin (organisme incrustant de type « corail »). 1 m³ de produit permet de traiter de 3 à 10 m³ d'eau par heure. Le matériau utilisé doit avoir une vitesse de dissociation importante, pour que le temps de contact soit acceptable (minimum de 10 minutes mais en général une vingtaine de minutes). Ce temps dépend de la quantité de gaz carbonique à neutraliser, de la température de l'eau et de la nature du produit utilisé. La consommation de produit filtrant, ainsi que les pertes dues au lavage (abrasion), impose un réapprovisionnement périodique du filtre.

Dans la pratique, une neutralisation complète peut nécessiter, pour atteindre l'objectif recherché, le couplage de plusieurs techniques. La configuration « aération ouverte + passage sur filtre à neutralite » est la plus fréquemment rencontrée.

Remarque : le terme de « **reminéralisation** » est parfois assimilé à celui de « neutralisation », car l'objectif principal recherché est aussi la formation de la couche de protection de Tillmans. La distinction est cependant nécessaire, car la reminéralisation peut également concerner des eaux douces peu minéralisées mais non agressives. Les autres objectifs recherchés peuvent donc être d'ordre qualitatif – améliorer la qualité organoleptique et sanitaire de l'eau par « ajout » de sels minéraux – ou technique – la reminéralisation en tête de traitement des eaux douces superficielles permet d'ajuster le pH de la coagulation-floculation et d'améliorer l'efficacité de cette étape.

Dans ces derniers exemples, il peut être nécessaire d'injecter du CO₂ conjointement au réactif alcalin (soude ou chaux) de manière à assurer la mise à l'équilibre calco-carbonique de l'eau.

La reminéralisation a d'ailleurs pour effet d'augmenter le TAC et/ou le titre calcique.

* **L'adoucissement et la décarbonatation**

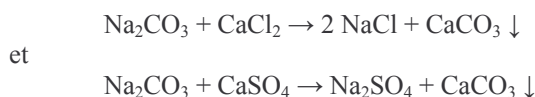
Objectif : éliminer le calcium de l'eau de manière à diminuer l'entartrage des canalisations et des appareils ménagers.

L'adoucissement calco-sodique consiste à faire passer l'eau à traiter sur une résine échangeuse d'ions. Les ions sodium de la résine sont remplacés par les ions calcium et magnésium de l'eau. Ce type de traitement conduit à une libération d'ions sodium et à une diminution de dureté de l'eau (une baisse de dureté de 1°F correspond à la libération de 4,6 mg/l de sodium). Après percolation de l'eau sur la résine, sa dureté est nulle. Pour obtenir la valeur de TH désirée, une partie de l'eau brute n'est pas traitée et on la mélange avec l'eau adoucie. Par contre le pH et l'alcalinité de l'eau ne changent pas. La résine doit être régénérée périodiquement par percolation d'une solution concentrée de chlorure de sodium (saumure). Il faut ensuite éliminer les éluats de régénération chargés en calcium et magnésium (et chlorure de sodium).

La décarbonatation consiste à précipiter le carbonate de calcium (CaCO₃) par voie chimique et à l'éliminer par décantation. Les décanteurs utilisés sont du même type que ceux mis en œuvre pour la clarification des eaux de surface. Les réactifs les plus utilisés sont :

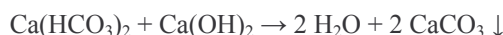
- **La soude (NaOH) :**





La dureté carbonatée, la dureté non carbonatée (calcium lié aux chlorures et aux sulfates) et l'alcalinité diminuent.

- **La chaux** ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) :



La dureté carbonatée et l'alcalinité de l'eau diminuent. Par contre, la dureté non carbonatée est peu affectée. S'il est nécessaire d'éliminer également cette dureté non carbonatée, il faut adoucir l'eau par voie calco-sodique. Il est généralement nécessaire de corriger le pH de l'eau après décarbonatation, au moyen d'une injection d'acide sulfurique ou chlorhydrique, pour la mettre à l'équilibre calco-carbonique. La décarbonatation catalytique utilise des grains de sables (microsables « germes de cristallisation ») pour favoriser la cristallisation du carbonate de calcium, qui se présente alors sous forme de billes.

IV - CONCLUSION

Les eaux destinées directement ou indirectement (*i.e.* utilisée en industrie agroalimentaires) à la consommation humaine, doivent être saines et sans danger pour la santé du consommateur – à court comme à long terme – et ne doivent pas se dégrader lors de leur transport dans les réseaux de distribution.

Ainsi, chaque eau brute prélevée dans le milieu naturel présente un nombre plus ou moins important de paramètre(s) « à ajuster » ou « à éliminer », auquel(s) correspond(ent) une (ou plusieurs) technique(s) de traitement.

Tout l'art des spécialistes du traitement de l'eau (maîtres d'œuvre, concepteurs, traiteurs d'eau) réside donc dans l'assemblage des différents éléments de l'usine de potabilisation – à partir de la « boîte à outils » présentée ici – de manière à élaborer le « meilleur projet » technique au « meilleur coût » ; tant en investissement qu'en fonctionnement.

Enfin, les dispositifs de traitement de l'eau sont coûteux, en investissement et en fonctionnement, et leur mise en place doit être – dans la mesure du possible – évitée ; en privilégiant l'exploitation de ressources souterraines de bonne qualité (lorsqu'elles sont disponibles en quantité suffisante sans mise en péril des aquifères) et en mettant en œuvre en amont les mesures préventives de protection des ressources en eau, de manière à éviter le recours à des traitements poussés. C'est le principe de l'action menée dans ce domaine par les Agences de l'Eau.

QUELQUES REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alimentation en eau potable – Généralités, besoins, stockages, matériels – E. Weber – Session de formation continue « réseaux d'alimentation en eau potable » - Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg – 2001.

Désinfection des eaux destinées à l'alimentation et à la préparation de denrées alimentaires – R. Seux – Session de formation continue « traitement des eaux de consommation » - Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg – 2002.

De la Source... au robinet – R. Tracol – Support visuel du service Santé-Environnement – Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales de Basse-Normandie – 2003.

Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement – B. Chocat (coordonnateur) – Edition Technique et Documentation Lavoisier – 1997.

Equilibre calcocarbonique et traitement des eaux souterraines agressives – R. Seux – Session de formation continue « traitement des eaux de consommation » - Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg – 2002.

FORMATEPE – Supports visuels pour la formation à la conduite d'unités de production d'eau potable – Classeur n°1 : contexte, réglementation, théorie, conduite, hygiène et sécurité – Edité avec le concours de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse et de la DRASS coordinatrice du bassin Rhône Méditerranée Corse – Edition BEPAC - Collection Pédagogie Active.

FORMATEPE – Supports visuels pour la formation à la conduite d'unités de production d'eau potable – Classeur n°2 : ressource et traitement – Edité avec le concours de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse et de la DRASS coordinatrice du bassin Rhône Méditerranée Corse – Edition BEPAC - Collection Pédagogie Active.

L'ABCdaire de l'eau – H. Manéglier et M. Schleiss – Agence de l'Eau Seine-Normandie – Editions Flammarion – 2000.

L'alimentation en eau potable – Le traitement des eaux superficielles – Cahier technique n°11 – Agence Financière de Bassin Seine-Normandie – 1983.

L'alimentation en eau potable – La protection et le traitement des eaux souterraines – Cahier technique n°12 – Agence Financière de Bassin Seine-Normandie – 1985.

L'analyse chimique des eaux – Travaux pratiques – Tome 1 – R. Seux et M. Clément – Ecole Nationale de la Santé Publique – Section Ingénieurs Sanitaires.

Les prescriptions communautaires et françaises en matière de qualité des eaux alimentaires – R. Seux – Session de formation continue « traitement des eaux de consommation » - Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg – 2002

Le traitement des eaux – Raymond Desjardins – Editions de l'Ecole Polytechnique de Montréal - 1988

Mémento technique de l'eau – Tomes 1 et 2 – Degrémont Suez - 2005

Microbiologie de l'eau – A.F. Boschet – Séminaire « qualité microbiologique de l'eau dans les industries agroalimentaires » - Commission Internationale des Industries agricoles et alimentaires – 1998

Microbiologie des eaux d'alimentation – C. Haslay et H. Leclerc – Edition Technique et Documentation Lavoisier – 1993

Paramètres de qualité pour l'eau – R. Seux – Session de formation continue « traitement des eaux de consommation » - Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg – 2002

Raconte moi l'eau – Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement / Agences de l'Eau – collection du citoyen – janvier 1999 – Nouvelle Arche de Noé Editions

Traitement des eaux de consommation – Rappels de chimie relatifs aux eaux de consommation – C. Beck et D. Cassard – Session de formation continue « traitement des eaux de consommation » - Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg – 2002

Zoom sur l'eau – Hachette Jeunesse / Agence de l'Eau Seine-Normandie – Editions Hachette Livre – 2003