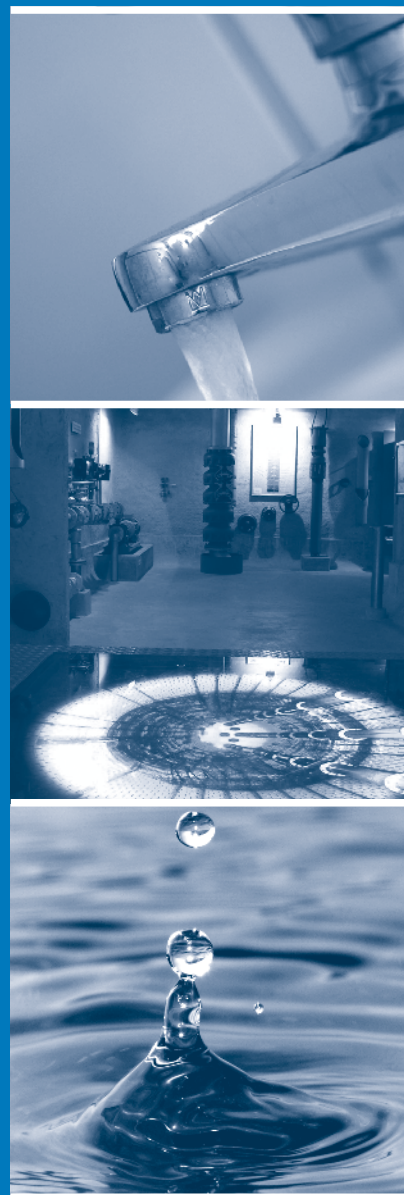


Procédés reconnus destinés au traitement de l'eau potable



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Département fédéral de l'intérieur DFI
Office fédéral de la santé publique OFSP



Traitements de l'eau destinée à la consommation

Table des matières

1. Avant-propos	2
2. Introduction	3
Evaluation des risques sur le bassin d'alimentation	3
Qualité de l'eau brute	3
Analyse des données disponibles	7
Campagne de mesures	7
Bilan physiochimique et microbiologique de l'eau brute	
Description de l'eau brute	8
Offre et demande en eau	8
Tests initiaux : du laboratoire à l'installation pilote	8
3. Microorganismes	10
Introduction	10
Bactéries	10
Virus	12
Protozoaires	14
Comparatif des procédés	15
4. Substances contenues dans l'eau	17
Introduction	17
Substances contenues dans l'eau brute et secondaires à son traitement	17
Composés organiques naturels et synthétiques	25
5. Procédés de potabilisation de l'eau	34
Introduction	34
Prétraitement	36
Filtration	41
Desinfection, oxydation	50
Autres procédés utilisés dans la potabilisation de l'eau	68
Combinaison de procédés	72
6. Monitoring et instrumentation	75
Chlore	75
Dioxyde de chlore	75
Conductivité	76
Ozone	76
Particules	76
pH	77
Oxygène dissous	77
Absorbance/transmittance UV	77
Turbidité	78
7. Homologation des nouveaux procédés	79
Micropolluants	81
Microorganismes	84
8. Bases légales	86
1. Législation suisse sur l'eau potable	86
1.1 Exigences en matière d'eau potable	86
1.2 Exigences en matière de production d'eau potable	87
1.3 Exigences en matière d'eau potable en temps de crise	87
2. Extraits des textes de loi concernant l'approvisionnement en eau potable	87
9. Glossaire	95
10. Bibliographie	100
11. Valeur juridique	104

1. Avant-propos

L'eau potable répond à de très grandes exigences de qualité. Cependant, les eaux brutes qu'elles soient souterraines ou superficielles ne remplissent pas toujours les critères requis en termes de qualité chimique et microbiologique. C'est la raison pour laquelle l'eau doit être traitée avant d'être consommée. Souvent pourtant - comme le savent bien les responsables de stations de traitement, les services cantonaux concernés et les bureaux d'ingénieurs conseil - choisir le traitement le mieux adapté à un type d'eau peut poser problème, car il existe en général plusieurs procédés possibles, chacun avec ses avantages et ses inconvénients. Les faits montrent d'ailleurs que malgré le traitement qu'elle subit, l'eau potable du réseau enregistre régulièrement des dépassements de valeurs de tolérance, surtout en matière de microorganismes.

Ce guide pratique s'adresse avant tout aux exploitants de stations, aux bureaux d'ingénieurs et aux services cantonaux. Il décrit notamment quels procédés choisir pour éliminer certaines substances et microorganismes, quelles conditions préalables une eau brute devra remplir pour être efficacement traitée par un procédé particulier, quelle surveillance doit être mise en place, etc. Il permettra de mieux planifier les nouvelles installations et de vérifier l'efficacité des autres. Il permettra aussi de mieux cibler les contrôles en les adaptant aux risques particuliers de chaque installation.

Ce guide a été rédigé sous la direction de l'OFSP, en étroite collaboration avec l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (IFAEPE) et ses spécialistes du traitement de l'eau. Nous espérons qu'il sera largement utilisé afin d'améliorer davantage encore la qualité de l'eau de boisson et afin d'harmoniser aussi l'application de la législation dans les cantons.

Office fédéral de la santé publique
Michael Beer

2. Introduction

Produire une eau potable de bonne qualité - le but premier d'un service d'approvisionnement en eau - pose des exigences élevées en termes de planification et d'exploitation des installations. Décider des procédés qui rendront potable une eau souterraine ou superficielle exige de connaître en détail les facteurs qui influencent la zone de captage (bassin d'alimentation), l'origine et les caractéristiques de l'eau brute, ainsi que les besoins en eau. Cette décision sera précédée de l'analyse des données déjà disponibles et, si nécessaire, de nouvelles investigations : autant d'éléments qui permettront, d'une part, de déterminer de combien il faudra réduire le taux de substances et de microorganismes des eaux à traiter et, d'autre part, de décrire clairement les contraintes à respecter par le traitement.

Seule une telle formulation des objectifs permettra de bien choisir l'approche et les méthodes de traitement. Nous allons brièvement passer en revue ici les facteurs à prendre en compte dans ce choix.

Evaluation des risques sur le bassin d'alimentation

Bien adapter une station de traitement de l'eau potable à la qualité de l'eau brute exige, en premier lieu, de délimiter la zone d'alimentation du captage par des méthodes hydrogéologiques. Cette procédure est décrite en détail dans les instructions pratiques de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). On considère comme facteur de risque tout élément susceptible d'affecter la qualité et la quantité de l'eau brute du bassin d'alimentation – et donc aussi son traitement. Il s'agit là surtout des sources potentielles de pollution que

constituent les sites contaminés, les eaux usées, les transports, l'industrie et l'agriculture.

C'est essentiellement du type d'eau brute que dépendra son degré de vulnérabilité face à ces dangers potentiels.

Qualité de l'eau brute

En Suisse, l'eau brute traitée pour devenir potable provient des nappes aquifères et des eaux superficielles : sa composition et ses propriétés sont donc très diverses. Elle peut contenir toutes sortes de contaminants à éliminer, transformer ou inactiver, tels que microorganismes pathogènes ou non, composés organiques ou inorganiques, dissous ou en suspension, composés chimiques inoffensifs ou toxiques, etc. La composition et les propriétés de l'eau brute sont donc les facteurs qui détermineront son traitement.

Connaître sa provenance permettra déjà une première estimation des moyens à engager et des méthodes à utiliser. Parfois aucun traitement ne sera nécessaire, notamment si l'eau brute provient d'une nappe souterraine de grande qualité. Dans les autres cas, le traitement pourra aller de la simple désinfection jusqu'aux procédés multi-étapes, comme pour les eaux superficielles ou les nappes exposées aux influences de surface.

Aquifères en roches meubles

sont formés de dépôts rocheux d'origine diverse (alluvions, moraines, gravats d'éboulement et de glissement de terrain, etc.) dont la composition minérale est très variable. Ils se caractérisent par une forte porosité, de grandes capacités d'accumulation et un écoulement lent.

La composition et les propriétés des eaux superficielles sont très diverses

forte porosité, grande capacité d'accumulation et lenteur d'écoulement

2. Introduction

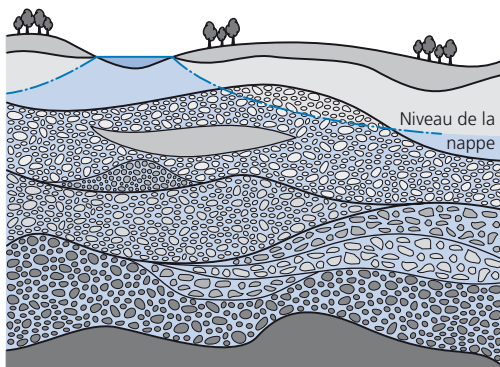


Figure 1 : Aquifère en roche meuble. L'une de leurs particularités est l'hétérogénéité de facteurs tels que porosité, vitesse d'écoulement et composition minérale au sein d'un même aquifère.

On trouve au sein d'une même nappe en roche meuble des conditions redox variables, aussi bien oxydatives que réductives. Le pH y varie fortement, lui aussi, selon les conditions et la composition locale de la roche. Ces aquifères sont très souvent recouverts d'un sol assez robuste et biologiquement actif. Ils présentent ainsi une forte capacité d'adsorption, de rétention et d'autoépuration. Leur grande capacité de filtration et la durée de séjour de l'eau - qui y est plus longue que dans les autres aquifères - sont à l'origine d'une turbidité très faible (généralement très inférieure à 2 UTN), d'une qualité chimique constante (pH, température, polluants, etc.) et d'un taux de pollution microbiologique limité. S'ils sont bien abrités contre les influences extérieures, les impuretés qui parviennent à s'y infiltrer peuvent y demeurer pendant longtemps, et les assainir demande de gros moyens. Ils sont souvent situés dans des régions à forte activité agricole et donc exposés à de fortes concentrations de nitrates et de pesticides.

Autres dangers auxquels ils sont exposés : les canalisations, réservoirs, sites contaminés et eaux d'infiltration (eaux de chaussée, polluants de l'air, sel de déneigement).

Les aquifères en roche meuble dont les captages se trouvent à proximité d'un cours d'eau présentent une particularité. En effet, en cas de crue, les captages peuvent débiter une forte proportion d'eaux de surface jeunes provenant des infiltrations. Ces dernières ne séjournent que brièvement dans l'aquifère (de quelques heures à quelques jours), ce qui favorise la présence de polluants et de microorganismes dans le captage. Les opérateurs devraient donc toujours évaluer la qualité de l'eau, qu'elle soit souterraine ou potable, en tenant compte du facteur météorologique, ce qui est pourtant rarement le cas de manière habituelle. Un seul prélèvement ne pourrait suffire à décrire l'état du système en cas de crue : il en faut plusieurs, parfois à quelques heures d'intervalle, et leur examen doit porter sur plusieurs paramètres.

Aquifères fissurés et karstiques

Ils se caractérisent par un réseau tridimensionnel de fissures, fentes, failles et autres cavités. On y trouve typiquement un double régime d'écoulement, l'un sur des zones de grandes dimensions où l'eau s'écoule lentement

*double régime
d'écoulement*

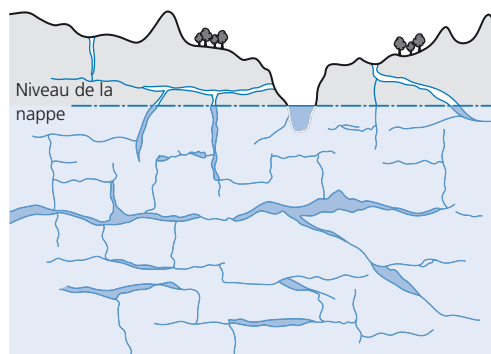


Figure 2 : Aquifère karstique avec double régime d'écoulement, lent dans les fentes étroites et rapides dans les grosses anfractuosités

(durée de séjour de plusieurs semaines) et où la capacité de purification est élevée, l'autre au contraire sur des zones de taille relativement réduite où l'eau s'écoule rapidement et n'est que faiblement filtrée.

Le flux et la qualité de l'eau sont essentiellement régis par les voies d'écoulement lent en saisons sèche et rapide pendant les pluies et la fonte des neiges. Par ailleurs, les aquifères fissurés et karstiques ne reçoivent que peu voire pas du tout d'eau infiltrée au travers du sol et leur capacité d'adsorption et de rétention est faible. Leur teneur en agents polluants ne diminue souvent que par dilution. Il y règne en général des conditions aérobies. Leur pollution microbiologique – par l'agriculture, la faune sauvage et les eaux usées – est souvent supérieure à celle des aquifères en roche meuble, du fait de leur faible capacité de filtration. De même, ils captent rapidement les contaminants des décharges et des exploitations agricoles et forestières (pesticides, engrais, huiles minérales, etc.), qui s'y propagent aisément. Les aquifères karstiques se caractérisent avant tout par une réaction rapide aux

événements météorologiques (montée rapide de l'eau, forte charge solide, hausse rapide de la turbidité, charge microbiologique généralement élevée, MON, etc.). Les vitesses d'écoulement peuvent aller de plusieurs centaines de mètres à quelques kilomètres par jour, la qualité de l'eau diminuant avec la vitesse qui augmente. Comme le montre la figure 3, seules les mesures centrées sur l'événement météorologique permettent de relever la charge réelle en polluants des sources karstiques.

Contrairement aux aquifères karstiques, les aquifères fissurés se trouvent principalement dans les roches cristallines (plus rarement dans les calcaires non karstifiés, la marne ou l'ardoise), ce qui se reflète dans la composition minérale de leurs eaux (moins calcaires et pH souvent légèrement acide). Leur capacité de purification de l'eau varie fortement avec la taille des fissures et la vitesse d'écoulement. Selon leur degré de fissuration, la qualité de leurs eaux correspondra à celle des aquifères karstiques bien formés ou à celle des aquifères en roche meuble.

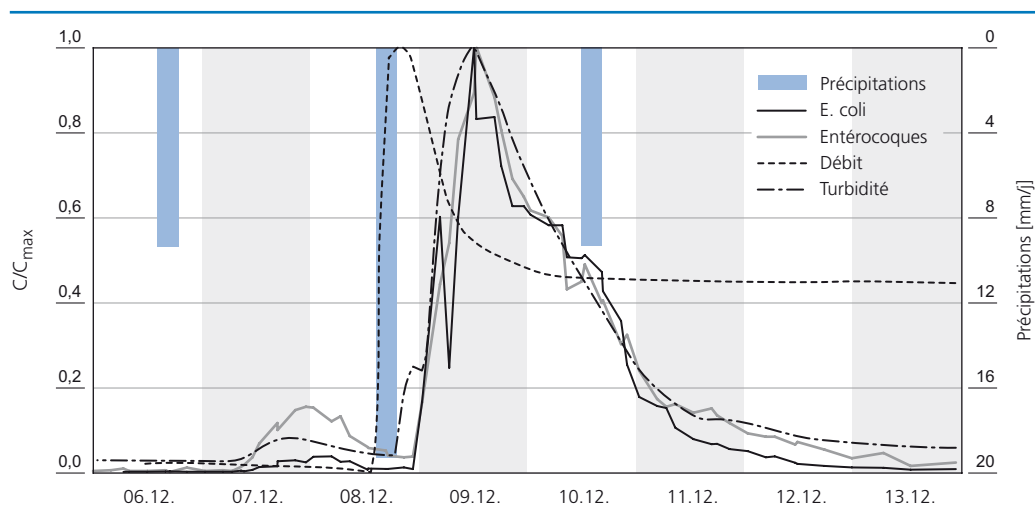


Figure 3: Réponse d'une source karstique à un événement pluviométrique. On notera la forte corrélation de chaque événement avec le débit et la turbidité, ainsi que, comme on le voit ici, avec la teneur en *E. coli* et en entérocoques. La charge en microorganismes persiste durablement, ce qui montre clairement qu'en l'occurrence, les capacités de filtration du sous-sol sont plutôt limitées.

2. Introduction

Eaux superficielles

La qualité des eaux brutes de surface dépend fortement des phénomènes saisonniers (prolifération des algues et des planctons, etc.) et des événements météorologiques. Leur capacité d'adsorption très limitées (réduites aux interactions eau - sédiments) et l'ab-

sence de mécanismes de filtration permettent aux solides, dissous ou non, de se propager très rapidement : d'où la qualité très fluctuante des eaux superficielles. Leur pollution microbiologique est généralement très importante. Les dangers proviennent des eaux de ruissellement sur les surfaces d'ex-

qualité très
fluctuante

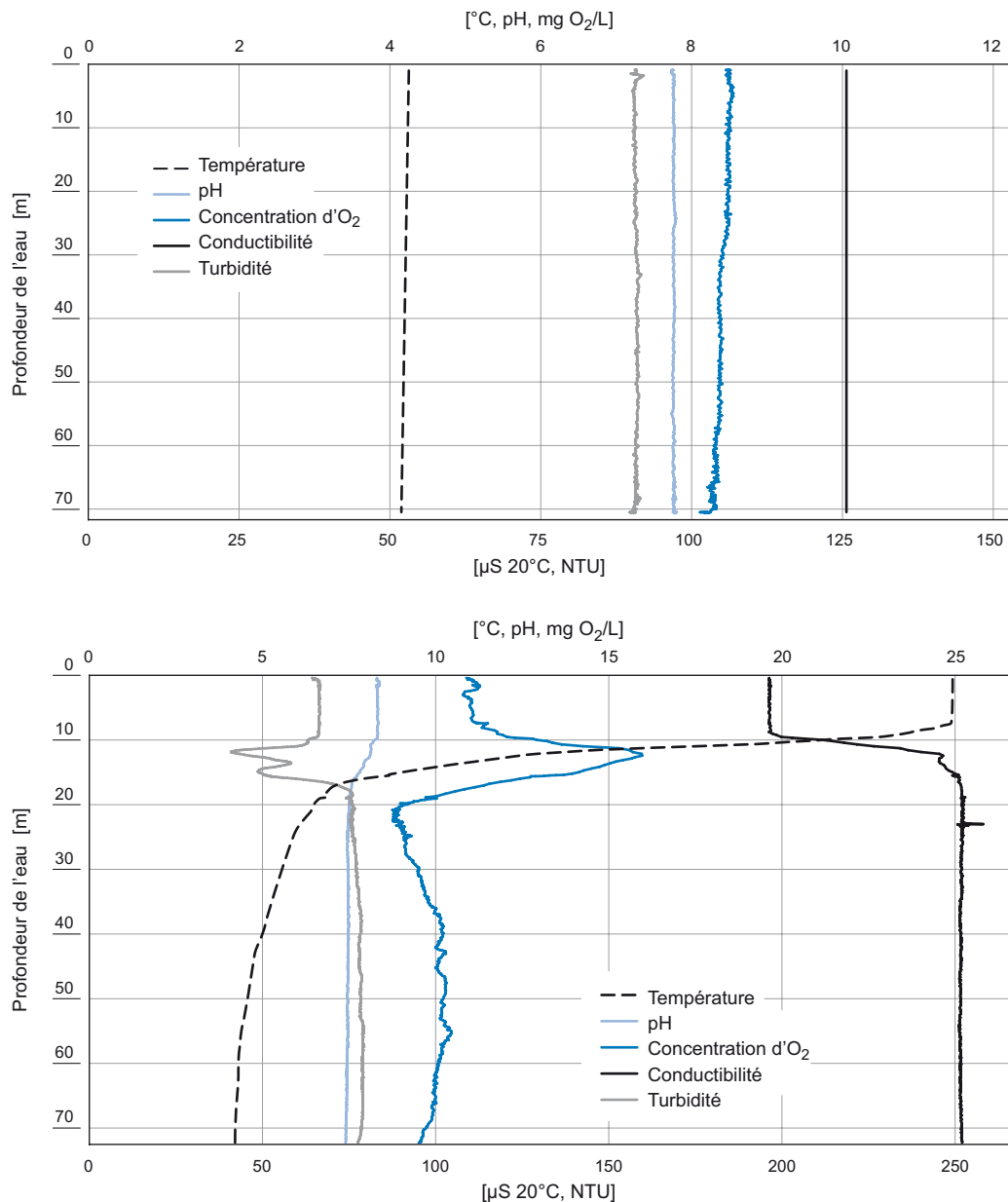


Figure 4: Profil classique d'un lac en cours de stratification au printemps resp. en automne (graphique supérieur) et durant la période estivale (graphique inférieur). Les conditions en profondeur (ici > 25 m) restent relativement constantes, malgré les variations saisonnières en surface.

exploitation agricole et forestière (pesticides, fertilisants, engrais de ferme), des déversements d'eaux usées, de la sédimentation des polluants de l'air et des accidents.

L'eau des lacs est généralement captée en profondeur, dans les couches situées au-dessous de la thermocline estivale (le plus souvent > 30 m). Là, le retentissement des variations saisonnières et des événements météorologiques est très étouffé, ce qui garantit une eau brute aux qualités constantes en termes physico-chimiques. Les variations de qualité peuvent survenir essentiellement au printemps et en automne, lors du brassage des eaux du lac qui donne lieu à une forte prolifération d'algues.

Les cours d'eau sont plus sensibles aux influences externes et propagent très rapidement les polluants. Par ailleurs, leur débit, donc leur offre en eau, peut fortement fluctuer. C'est la raison pour laquelle on ne les exploite pas directement, en Suisse, comme eaux brutes à traiter, mais indirectement par infiltration des rives ou, après prétraitement, pour alimenter les nappes souterraines.

Pour objectiver la qualité d'une eau brute destinée à être distribuée, il faut évaluer les données hydrogéologiques et les résultats d'analyses dont on dispose, puis procéder, le cas échéant, à de nouvelles mesures avant d'interpréter l'ensemble des données.

Analyse des données disponibles

La première étape d'une étude consiste toujours à analyser et vérifier les données déjà disponibles. On rassemblera, pour les évaluer, toutes les informations concernant la réalité hydrogéologique, la composition chimique et microbiologique de l'eau,

l'offre et les besoins en eau, les caractéristiques météorologiques du bassin versant, etc. Dans ce contexte, on s'intéressera tout particulièrement aux données à long terme et aux épisodes de crues et de fortes pluies, qui permettront d'établir les fluctuations, de dégager les tendances ou encore de constater l'apparition de nouvelles substances dans sa composition. Les données provenant des mesures de routine (2 à 6 mesures par année) ne suffisent généralement pas à établir des prévisions solides ; elles peuvent néanmoins fournir un premier aperçu des propriétés et problèmes potentiels. En cas notamment d'agrandissement des installations, beaucoup de données disponibles peuvent être exploitées.

Campagne de mesures

L'évaluation complète d'une situation nécessite toute une batterie de mesures. On relèvera le plus possible de paramètres en continu (turbidité, température, conductivité électrique, etc.) ou à intervalles rapprochés (microorganismes, polluants organiques, etc.). Les intervalles de mesures doivent être ajustés au rythme des variations de la qualité de l'eau. Ainsi, par exemple, relever les pics de pollution dans un aquifère karstique ou dans un captage à proximité d'un cours d'eau exigera certainement plusieurs prélèvements par jour. Inversement, des relevés à fréquence hebdomadaire suffiront probablement pour des captages de nappes en roche meuble bien abritées. Ce sont tout particulièrement les fluctuations et les événements extrêmes qui seront déterminants dans la conception et le dimensionnement d'une installation de traitement de l'eau. Les mesures ne porteront pas uniquement sur les fluctuations à court terme, mais également sur les variations saisonnières, comme par exemple celles des besoins en eau

*paramètres
mesurés en
continu*

*Analyser les
données déjà
disponibles*

2. Introduction

ou du taux de polluants organiques (pesticides, etc.). Les mesures s'étendront donc sur une période minimale d'un an

Bilan physicochimique et microbiologique de l'eau brute

La caractérisation d'une eau brute repose d'une part sur ses paramètres physico-chimiques de base (température, pH, conductivité, etc.) et, d'autre part, sur sa composition chimique et microbiologique complète. Ses composants indésirables détermineront les méthodes de traitement à appliquer. Parallèlement, les substances contenues dans l'eau influenceront les méthodes et procédés mis en œuvre. Ainsi, par exemple, le carbone organique assimilable (COA) peut constituer un nutriment en cas de réviviscence microbienne dans le réseau d'eau potable. Une trop grande turbidité réduit l'efficacité de la désinfection chimique ou par UV. Une teneur élevée en matériel organique naturel (MON) diminue la teneur en agents oxydants, ce qui augmente la formation de sous-produits indésirables comme les trihalométhanes (THM). Les conséquences en sont une baisse d'efficacité de la désinfection et une utilisation accrue de produits chimiques. Le MON concurrence également les micropolluants sur les sites d'adsorption du charbon actif. Les données doivent être analysées sous forme de diagrammes, afin de bien visualiser l'évolution temporelle et de pouvoir identifier et interpréter les relations éventuelles entre paramètres.

*Caractérisation
d'une eau brute*

Offre et demande en eau

La planification d'une installation de traitement de l'eau doit aussi bien s'intéresser à la quantité d'eau qu'à sa qualité. L'offre et la demande jouent donc un rôle important ; là aussi, l'amplitude de leurs fluctuations et les extrêmes enregistrés seront des paramètres déterminants. Ainsi, les maxima disponibles en termes de quantité d'eau dépendront, par exemple, du niveau minimal d'une nappe ou du débit d'une source. Autre élément à prendre en compte : la consommation d'eau des processus de purification eux-mêmes, qui peuvent à eux seuls nécessiter jusqu'à 15% de volume supplémentaire, comme dans le cas de la filtration rapide ou membranaire.

*Niveau d'une
nappe ou débit
d'une source*

Tests initiaux : du laboratoire à l'installation pilote

Après avoir sélectionné les procédés de traitement, il peut s'avérer judicieux de les tester d'abord en laboratoire puis en usine pilote, surtout s'il s'agit de procédés complexes et multi-étapes. Les tests de laboratoires donnent une bonne idée de la manière dont un procédé particulier fonctionnera en présence de l'eau brute à traiter. Cependant, les conditions de laboratoire ne sont pas toujours généralisables aux conditions réelles. Une installation pilote présente l'avantage de tester le ou les procédés sélectionnés en situation réelle (eau brute, dimensionnement, etc.). Par ailleurs, suivre une installation pilote sur une longue durée permet de prendre en compte d'autres facteurs, tels que les processus de maturation et d'usure. Les installations pilotes doivent donc être conçues de sorte qu'elles intègrent les paramètres qui prévaudront dans l'usine grandeur

*Une installa-
tion pilote pour
les procédés
complexes et
multi-étapes*

nature, comme par exemple la durée de séjour et de contact ou encore le dosage des additifs. Cette approche permet de réunir des données précieuses concernant l'installation grandeur nature, et d'anticiper à temps les problèmes éventuels.

Conditions annexes

Les procédés pré/post-traitement introduisent souvent de nouvelles contraintes à prendre en compte, notamment en cas d'agrandissement d'une installation. Par ailleurs, le choix du procédé dépendra aussi de toute une série d'autres paramètres, notamment relatifs aux ressources humaines (taille et qualification du personnel), à la superficie, à l'élimination des résidus, à l'emploi de réactifs chimiques ou encore à l'ampleur des études préliminaires.

Les chapitres qui suivent donneront un aperçu des substances et des microorganismes que l'eau peut contenir ; ils décrivent également les moyens de les traiter le plus efficacement possible. Ils aideront à réaliser une évaluation sommaire et guideront la prise de décision. Mais il va sans dire que chaque situation exige un examen détaillé, qui seul permettra d'évaluer l'adéquation d'un procédé.

3. Microorganismes

Introduction

Ce sont les contaminations microbiologiques de l'eau et leurs sérieuses conséquences sanitaires pour l'homme qui sont à l'origine des premières recherches sur la production d'eau potable. L'évaluation de la charge microbiologique de l'eau, brute ou potable, repose sur le principe de l'indicateur microbien. L'idée est qu'il est possible d'extrapoler le degré de pollution microbiologique de l'eau - et donc le danger sanitaire qu'elle représente pour l'homme - en ne se basant que sur l'analyse de quelques germes particuliers. Ces germes indicateurs doivent présenter les mêmes propriétés que les germes pathogènes en termes de prévalence, d'expansion, de résistance, de sensibilité aux désinfectants, etc., et doivent par ailleurs être faciles à détecter. Nous décrivons brièvement ici les microorganismes (bactéries, virus, protozoaires) les plus fréquents en Suisse et aussi les plus importants en matière d'hygiène. Cette liste n'est pas exhaustive : elle contient uniquement les microorganismes qui peuvent servir d'indicateurs et ceux qui font l'objet de prescriptions légales spécifiques. Il existe bien sûr bon nombre d'autres germes pathogènes susceptibles d'être véhiculés par l'eau, mais il est alors quasiment certain que leur présence dans l'eau est toujours associée à celle des microorganismes ici décrits. Le tableau 1 résume les valeurs de tolérance fixées par l'ordonnance sur l'hygiène (OHyg) du DFI en matière de microorganismes.

germes
indicateurs

Tableau 1: Résumé des valeurs de tolérance fixées par l'OHyg pour les microorganismes présents dans l'eau potable traitée et non traitée (état 1er avril 2007). La valeur de tolérance est la même pour *E. coli* et pour les entérocoques, que l'eau potable soit traitée ou non.

	Valeur de tolérance
<i>E. coli</i>	nd/100 ml
germes aérobies mésophiles au captage	100/ml
germes aérobies mésophiles avec traitement	20/ml
germes aérobies mésophiles dans le réseau de distribution	300/ml
Entérocoques	nd/100 ml
nd : non détectable	

Bactéries

Germes aérobies mésophiles (GAM)

Ce terme générique regroupe tous les microorganismes d'origine naturelle ou anthropogène (bactéries, levures, champignons) qui croissent sur substrat nutritif non spécifique aux conditions standard (30°C, oxygène de l'air ambiant, 72h). Il s'agit là d'une mesure de la charge globale en microorganismes dans l'eau brute et l'eau potable. L'OHyg fixe à 20/ml la valeur de tolérance des GAM dans l'eau potable après traitement. Un taux allant jusqu'à 300 GAM/ml est encore toléré dans le réseau de distribution après réviviscence microbienne. Les GAM ne représentent qu'une faible proportion des germes présents dans l'eau. En effet, le nombre total de germes, quantifié par cytométrie de flux, peut atteindre des valeurs 1000 fois plus élevées. Les résultats issus de ces deux méthodes ne présentent pas de corrélation entre eux, ou alors seulement très faible, si bien que les GAM ne donnent qu'une mesure partielle du taux de désinfection réalisé par la station de traitement.

boeuf, mouton,
porc, volaille et
gibier comme
hôtes

Campylobacter

Les *campylobacters* sont des bactéries flagellées à Gram négatif, en forme de bâtonnets de 0,2-0,5 µm de diamètre et de 0,5-5 µm de longueur. Elles se transmettent de l'animal à l'homme (zoonotiques), leur hôte étant surtout le bœuf, le mouton, le porc, la volaille et le gibier. Les animaux infectés sont la plupart du temps asymptomatiques, donc non diagnostiqués. Les *campylobacters* colonisent la paroi intestinale et provoquent des diarrhées (entérite), vraisemblablement provoquées par leurs entérotoxines. *Campylobacter jejuni* en est responsable dans 90% des cas. Il est par ailleurs résistant à plusieurs antibiotiques. Les *campylobacters* se transmettent le plus souvent par le biais d'aliments d'origine animale, surtout viandes et laitages (intoxication alimentaire). En Suisse, ils sont fréquents dans les eaux de surfaces et on peut aussi les trouver dans les eaux brutes des sources karstiques après des épisodes pluvieux. La survie des *campylobacters* dans l'eau va de plusieurs semaines (bâtonnets cultivables) à plusieurs mois (forme coccoïde). Par contre, ils ne peuvent se multiplier hors d'un hôte. Leur détection est très laborieuse et prend beaucoup de temps.

Clostridium

Les *clostridies* sont des bactéries anaérobies flagellées à Gram positif, en forme de bâtonnets de 1 µm de diamètre et de 3-8 µm de long. Elles peuvent former des endospores résistantes à de nombreux stress environnementaux. La plupart des bactéries ubiquitaires du genre *Clostridium* (surtout présentes dans le sol et les voies digestives de l'homme et des animaux) ne sont pas pathogènes, donc sans danger pour l'homme et souvent utilisées à des fins biotechnologiques. Seules quel-

ques espèces sont dangereuses pour l'homme en raison des toxines qu'elles produisent. Les *clostridies* ou leurs toxines sont les agents de la gangrène gazeuse, du tétanos, du botulisme et de certaines entérites. Ils peuvent servir d'indicateur fécal, et, du fait de la grande résistance de leurs spores, on envisage de les utiliser, à l'instar des spores de *B. subtilis*, comme indicateurs de l'inactivation de *Cryptosporidium*, de *Giardia* et d'autres spores bactériennes.

Entérocoques

Les entérocoques sont des lactobacilles à Gram positif, anaérobies facultatifs, se présentant souvent par paire ou en chaîne courte. On les trouve dans l'environnement, dans le système digestif de l'homme et de l'animal, ainsi que dans les aliments (produits laitiers, charcuterie). Leur résistance à la chaleur est élevée. Ils assurent le rôle d'indicateur fécal dans le domaine alimentaire, et notamment dans l'eau de boisson. Ils ne conviennent pas à l'évaluation des capacités de désinfection en raison de leur faible résistance aux désinfectants. Leurs effets pathogènes ne surviennent chez l'homme qu'en présence, essentiellement, d'une immunodépression. Ils peuvent provoquer des infections du sang (septicémie), de la paroi cardiaque (endocardite) ou des voies urinaires. Les entérocoques sont de plus en plus résistants aux antibiotiques, ce qui constitue un sujet de préoccupation. L'OHyg stipule que leur présence dans l'eau potable doit être réduite à un niveau non détectable dans 100 ml (valeur de tolérance).

Escherichia coli

E. coli est une bactérie à Gram négatif anaérobie facultative, présente naturellement dans les voies digestives de l'homme et de l'animal. C'est l'une

dans
l'environnement,
dans le système
digestif de
l'homme et de
l'animal, ainsi
que dans les
aliments

bactérie de la
flore intestinale
de l'homme

3. Microorganismes

des principales bactéries de la flore intestinale de l'homme, mais certaines souches peuvent être pathogènes hors de l'intestin. Sa longévité est parfois importante dans de bonnes conditions, mais sa résistance aux désinfectants est très faible. *E. coli* peut provoquer plusieurs types d'infections, notamment urinaires et méningées (nourrisson). Une attention croissante est portée aux souches d'*E. coli* produisant la vérotoxine (VTEC, synonymes : STEC ou EHEC). Ces souches se transmettent à l'homme par voie alimentaire (denrées d'origine animale) et provoquent des infections aux complications sérieuses (colite hémorragique, syndrome hémolytique et urémique). *E. coli* est le principal indicateur fécal dans l'eau brute, mais ne se prête pas bien à l'évaluation des procédés de désinfection, du fait de sa faible résistance aux désinfectants. L'OHyg stipule que la présence d'*E. coli* dans l'eau potable traitée doit être réduite à un niveau non détectable dans 100 ml (valeur de tolérance). Il en va de même pour l'eau potable du réseau.

Salmonella

Les salmonelles sont des bactéries à Gram négatif anaérobies facultatives (2-5 µm de long et 0.8-1.5 µm de diamètre), très proches du genre *Escherichia*. Les maladies qu'elles provoquent (gastroentérite, typhus) sont des zoonoses très souvent transmises par voie alimentaire. Les cas graves surviennent essentiellement chez les nourrissons et les enfants en bas âge, ainsi que chez les personnes âgées et immunodéprimées. Les salmonelles peuvent survivre des semaines entières hors de l'organisme humain ou animal. Elles sont néanmoins sensibles aux UV, à la chaleur et aux désinfectants chimiques (élimination des agents pathogènes).

transmission
alimentaire

Shigella

Les shigelles sont des bactéries en bâtonnets à Gram négatif, le plus souvent aérobies. Elles mesurent 1-6 µm de longueur et 0.3-1 µm de diamètre. Elles n'infectent apparemment que l'homme et se transmettent principalement par l'eau souillée, par la nourriture et par voie féco-orale. Toutes les espèces connues provoquent la shigellose (dysenterie bacillaire), qui se caractérise par une atteinte de la muqueuse intestinale et des crampes douloureuses. Les personnes les plus susceptibles de développer la maladie sont les enfants, les personnes âgées et les sujets immunodéprimés. Par ailleurs, certaines espèces produisent des shiga-toxines à l'origine d'intoxications graves. Les shigelles meurent à relativement court terme hors de l'intestin : leur présence dans l'eau potable indique donc une contamination très récente. Les shigelles présentent une résistance croissante aux antibiotiques.

seulement chez
l'homme

Vibrio cholerae

V. cholerae est une bactérie flagellée à Gram négatif, anaérobie facultative. Il s'agit du vecteur du choléra. Elle se multiplie très rapidement dans l'intestin et produit une entérotoxine très active. Sans traitement, le choléra est mortel dans un cas sur deux. L'infection se transmet essentiellement par voie orale en présence de mauvaises conditions hygiéniques (eau, alimentation). *V. cholerae* a pour habitat naturel les côtes et les eaux de surface, ainsi que certains animaux marins (surtout les moules).

habitat naturel
les eaux de
surface

Virus

Adénovirus

Les adénovirus sont pathogènes pour l'homme. Ils sont dénués d'enveloppe, ce qui leur confère une grande stabi-

lité face aux influences physiques et chimiques de l'environnement. C'est la raison pour laquelle ils sont capables de survivre longtemps hors de leur hôte. Leur taille se situe entre 70 et 90 nm. Les adénovirus se transmettent par contact direct (infection par des gouttelettes, par exemple) ainsi que par voie féco-orale, parfois via l'eau souillée. Ils provoquent des infections respiratoires allant du simple refroidissement à la bronchite et à la pneumonie. Ils peuvent également infecter la sphère ORL, les yeux et les voies digestives.

Entérovirus

Plusieurs groupes appartiennent au genre des entérovirus, principalement les poliovirus, les coxsackie virus et les echovirus. Leur dimension, 20-30 nm, fait d'eux les plus petits virus animaux. Ils sont très résistants dans l'environnement, notamment à l'acidité, et conservent longtemps leur potentiel infectieux hors de leur hôte. L'homme est le seul réservoir connu des entérovirus. L'infection se produit généralement par contact direct (infection par des gouttelettes), par voie féco-orale ou par des aliments souillés. Le tableau clinique des infections à entérovirus est très large : grippe, méningite, encéphalite, hépatite, pneumonie ou encore poliomyélite (paralysie infantile, par atteinte du système nerveux central). Les entérovirus sont souvent détectés dans les eaux usées, les nappes phréatiques, les cours d'eau et les lacs. Leur concentration augmente essentiellement de l'été à l'automne.

Norovirus (virus de Norwalk, Norwalk-like virus)

Les norovirus (précédemment appelés Norwalk-like virus) sont des virus à ARN. Ils sont dénués d'enveloppe et leur taille est de 25 à 40 nm.

L'absence d'enveloppe leur confère une bonne résistance faces aux influences environnementales. Trois groupes sont pathogènes pour l'homme (les norovirus humains), qui constitue leur seul réservoir. L'infection se manifeste typiquement par une gastroentérite. Les norovirus sont la cause la plus fréquente d'infections digestives d'origine non bactérienne. Leur transmission se fait généralement par voie féco-orale, via les aliments, l'eau et les particules aérosol. Leur infectiosité est élevée, puisque 10 à 100 particules virales suffisent à provoquer l'infection. Dans l'environnement, les norovirus sont souvent détectés dans les eaux épurées, les eaux de surface et, parfois, dans les sources karstiques. Leur fréquence augmente pendant les mois d'hiver.

Rotavirus

Ce sont des virus à ARN non enveloppés, de 50-70 nm. Ils sont exceptionnellement résistants aux influences environnementales, notamment aux désinfectants, aux UV et au chlore. Ils gardent leur infectiosité dans l'eau pendant plusieurs semaines. Les rotavirus sont très répandus dans le règne animal et les infections qu'ils véhiculent exercent un impact économique important sur l'élevage du bétail (du veau en particulier). Chez l'homme, l'infection provoque vomissements, fièvres et diarrhées. Les rotavirus se transmettent essentiellement par voie féco-orale, via l'eau et les aliments contaminés. Quelques particules virales suffisent à provoquer l'infection, dont les complications concernent surtout les enfants, les personnes âgées et les sujets immunodéprimés. En Suisse, les rotavirus sont souvent présents dans les eaux épurées et les eaux superficielles et souterraines.

*10 à 100
particules virales
suffisent à provo-
quer l'infection*

*très
résistants dans
l'environnement*

*résistants à la
désinfection
par les UV et le
chlore*

3. Microorganismes

Protozoaires

Cryptosporidium

Les cryptosporidies sont des parasites de 4-6 µm que l'on trouve partout dans le monde. C'est *Cryptosporidium parvum* qui concerne le plus l'homme. Ces protozoaires sont des agents zoonotiques dont le veau est l'un des principaux réservoirs avec d'autres vertébrés. C'est au stade de l'ocyste (~3 µm) que ce protozoaire est infectieux. Sa transmission passe généralement par l'eau souillée ou par contact féco-oral direct. L'infection se caractérise par un peu de fièvre, des vertiges, des coliques et de la diarrhée. Dix oocystes suffisent à provoquer l'infection chez l'adulte en bonne santé. Celle-ci peut évoluer en colite chronique grave chez les personnes immunodéprimées. Les oocystes de *Cryptosporidium* survivent très bien dans l'environnement et restent viables pendant plusieurs mois dans l'eau. En Suisse, ils peuvent se trouver dans les eaux superficielles et souterraines, ainsi que dans les sources karstiques. Leur grande résistance aux désinfectants chimiques pose des problèmes en termes de traitement de l'eau, mais la filtration membranaire et la désinfection par UV s'avèrent efficaces.

Oocystes en eau
souillée

Giardia

Giardia est un parasite facultatif du groupe des Flagellés. Il se caractérise par deux stades, l'un prolifératif (trophozoïtes, 11-19 µm), l'autre quiescent (kystes, 10-15 µm). L'espèce qui concerne principalement l'homme est *G. lamblia* (synonymes : *G. intestinalis* et *G. duodenalis*). Parmi ses hôtes nombreux, on compte notamment des vertébrés, dont l'homme, les ruminants, les chats, les chiens, les chevaux, les porcs et les rongeurs. Les doses infectieuses sont très faibles : 1 à 10 kystes suffisent à déclencher l'infection. La transmission se fait par contact avec de l'eau souillée

Hôtes possibles

(eau de boisson ou de baignade), ainsi que par voie féco-orale, notamment alimentaire. Les trophozoïtes adhèrent à la muqueuse intestinale, affectant son fonctionnement et provoquant une inflammation. Il en résulte des diarrhées, des flatulences et un peu de fièvre. Les cas graves s'accompagnent de symptômes de malnutrition. Les kystes sont très résistants dans l'environnement : ils peuvent survivre plusieurs mois en eaux superficielles et quelques semaines dans un sol humide. On en détecte régulièrement dans les eaux de surface en Suisse. *Giardia* est éliminé par filtration membranaire (ultrafiltration, nanofiltration) et par désinfection à l'ozone et aux UV.

Comparatif des procédés

Les tableaux qui suivent présentent un aperçu des méthodes de séparation et de neutralisation des microorganismes décrits plus haut. Les procédés utilisés seront décrits dans les prochains chapitres.

Tableau 2 : Méthodes de séparation des microorganismes décrits dans le texte. L'efficacité de la méthode de séparation repose uniquement ici sur la taille des microorganismes. Chaque cas nécessite toutefois des examens approfondis.

Bactéries	Séparation							
	SED	FR	FLS	CA	MF ^Δ	UF	NF	OI
Germes aérobies mésophiles	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
<i>Campylobacter</i>	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
<i>Clostridium</i>	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
Entérocoques	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
<i>Escherichia coli</i>	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
<i>Salmonella</i>	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
<i>Shigella</i>	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
<i>Vibrio Cholerae</i>	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
Virus								
Adénovirus	-	+/-*	+	-	-	++	++	++
Entérovirus	-	+/-*	+	-	-	++	++	++
Norovirus	-	+/-*	+	-	-	++	++	++
Rotavirus	-	+/-*	+	-	-	++	++	++
Protozoaires								
<i>Cryptosporidium</i>	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
<i>Giardia</i>	-	+*	+	+/-	+	++	++	++
SED	: Sédimentation							
FR	: Filtration rapide							
FLS	: Filtration lente par le sable							
CA	: Charbon actif							
MF	: Microfiltration							
UF	: Ultrafiltration							
NF	: Nanofiltration							
OI	: Osmose inverse							
	++ : bien adapté							
	+ : adapté							
	+/- : en partie adapté							
	- : pas adapté							
	* : avec produit de floculation							
	Δ : dépend beaucoup du diamètre des pores							

3. Microorganismes

indice c^*t

L'efficacité d'inactivation présentée au tableau 3 est exprimée par l'indice c^*t , à savoir le produit de la concentration efficace de désinfectant c par la durée t d'exposition à ce produit. La durée d'exposition habituelle dans les stations de traitement est de 5 à 10 minutes. Les concentrations en

désinfectant doivent être adaptés à la durée d'exposition. Par analogie l'indice c^*t , l'efficacité d'une désinfection au moyen de rayons UV est donnée par la dose UV, établie sur la base de la puissance du rayonnement et de la durée d'exposition.

Tableau 3: comparatif des procédés de neutralisation des microorganismes basé sur l'indice c^*t [mg*min/L] resp. la dose UV [J/m²], qui permet d'inactiver 99% des microorganismes présents. La turbidité et les substances contenues dans l'eau influencent fortement l'efficacité de la désinfection. Les données portent sur un pH neutre et une température de 5°C. Il s'agit de valeurs indicatives. Si l'indice c^*t manque, le signe (++) signifie que le procédé est bien adapté à la neutralisation. Par contre, le signe (-) signifie que le procédé est pratiquement inefficace.

Microorganismes		Neutralisation (indices c*t, doses-UV resp. aptitude à la neutralisation)		
Bacteries	Chlore	Dioxyde de chlore	Ozone	UV
Germes aérobies mésophiles	0.08	0.13	0.02	++
<i>Campylobacter jejuni</i>	++	++	++	34
Entérocoques	++	++	++	++
<i>Escherichia coli</i>	0.03 - 0.05	0.04 - 0.08	0.01 - 0.02	30 - 80
Salmonella	++	++	++	20 - 120
Shigella	++	++	++	12 - 49
<i>Vibrio cholerae</i>	++	++	++	14
Virus				
Adenovirus	0.7 – 2.5			450 - 1050
Enterovirus	1.1 – 4.0	6.7 – 12.8	0.1 – 0.8	70 - 180
Norovirus	+/-	++	++	+
Rotavirus	0.01 -0.05	0.2 – 2.1	0.01 – 0.06	150 - 190
Protozoaires				
<i>Cryptosporidium</i>	510 - 7200	40 - 120	5 - 10	< 10 - 58
<i>Giardia</i>	12 - 630	7.2 - 42	0.3 – 2.0	< 20 - 100

4. Substances contenues dans l'eau

Introduction

Les eaux naturelles contiennent toujours un mélange de substances d'une grande diversité. Ces dernières peuvent parvenir dans les eaux superficielles ou souterraines par des voies naturelles, notamment par la dissolution des roches ou par le biais d'une activité biologique. La composition de l'eau varie fortement selon sa provenance. Certaines substances, comme l'arsenic, peuvent atteindre spontanément des concentrations dangereuses pour l'homme. Mais nombre d'entre elles n'intègrent le cycle de l'eau qu'au travers de l'activité humaine. Il peut s'agir de substances déjà présentes naturellement dans l'eau (comme le sel), et dont l'activité humaine ne fait qu'accroître la concentration ; il peut s'agir également de substances synthétiques (comme les pesticides ou le MTBE) dont l'origine est exclusivement humaine. Beaucoup d'entre elles peuvent nuire à la santé de l'homme. La législation sur les denrées alimentaires fixe les valeurs tolérées et les valeurs maximales de certaines substances indésirables. Idéalement, ces substances ne devraient pas s'introduire dans l'eau brute. Lorsqu'elles y parviennent malgré tout, les mesures appropriées doivent être mises en œuvre pour les en extraire ou les transformer. Certaines substances sont produites par le traitement même de l'eau. Le choix de la méthode de traitement devra donc inclure cet élément important. Lorsqu'il n'est pas possible d'éviter la formation de telles substances, leur concentration doit être maintenue au-dessous de maxima définis par la loi.

L'ordonnance du Département fédéral de l'intérieur (DFI) sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires (OSEC) définit comme suit la notion de valeur de tolérance et de valeur limite (art. 2, al. 3 & 4) :

– « La valeur limite est la concentration maximale au-delà de laquelle la

denrée alimentaire est jugée impropre à l'alimentation humaine. »

– « La valeur de tolérance est la concentration maximale au-delà de laquelle la denrée alimentaire est considérée comme souillée ou diminuée d'une autre façon dans sa valeur intrinsèque. »

Nous allons brièvement présenter ici les principales substances contenues dans l'eau et expliquer leur pertinence dans le contexte du traitement de l'eau. La manière dont elles répondent aux traitements les plus courants sera résumée dans les deux tableaux concluant ce chapitre.

Substances principales et secondaires

L'eau brute arrivant à l'installation de traitement contient de nombreux éléments et composés chimiques, familles de composés, gaz dissous, etc. L'installation de traitement elle-même y ajoutera d'autres substances, essentiellement des agents désinfectants et réducteurs, ainsi que certains sous-produits de réaction.

Aluminium

L'aluminium est le métal le plus abondant de la croûte terrestre. Il ne se trouve jamais dans la nature sous forme native, mais généralement sous forme de silicates et d'oxydes (p. ex. la bauxite). Il est mobile en sols acides et peut être lessivé dans les eaux souterraines. L'aluminium n'est pas un élément essentiel pour l'organisme humain. A haute dose, il perturbe le métabolisme, notamment l'absorption d'autres métaux tels que le magnésium et le fer. L'aluminium (AL(III)) est souvent utilisé comme flocculant dans le processus de traitement de l'eau, ce qui peut entraîner une hausse malvenue de sa teneur dans l'eau potable.

L'OSEC fixe à 0.2 mg/l la valeur de tolérance de l'aluminium dans l'eau potable. L'objectif de qualité du MSDA est moins de 0.05 mg/l dans l'eau brute.

*Al(III) utilisé
comme flocculant*

*Valeur limite
et valeur de
tolérance*

4. Substances contenues dans l'eau

solubilisation dans les aquifères

Arsenic

L'arsenic est un métalloïde. Il est essentiellement présent dans la nature sous forme de sulfures ou d'arséniate lié à l'oxyde ou à l'hydroxyde de fer (III). L'arsenic contenu dans l'eau brute provient principalement de sa solubilisation dans les aquifères. L'arsenic interfère avec le métabolisme cellulaire, ainsi qu'avec les mécanismes de transport et de réparation cellulaire. Sa toxicité chronique se manifeste par des lésions cutanées et vasculaires, et par des cancers. Sa valeur limite fixée par l'OSEC pour l'eau de boisson est de 50 µg/l ; elle est de 10 µg/l dans l'UE. En Suisse, les taux moyens d'arsenic dans l'eau brute se situent autour de 2 µg/l, mais des maxima de 100 µg/l ont déjà été mesurés. Des études de l'OFSP ont récemment montré qu'aligner nos valeurs limites sur les normes européennes serait problématique dans certaines régions alpines (Valais, Tessin, Grisons).

Baryum

Le baryum est un métal alcalinoterreux qui se trouve essentiellement sous forme de barytine (BaSO_4) en milieu naturel, mais qui peut se substituer au calcium et au potassium dans de nombreux minéraux. Tous ses composés solubles dans l'eau sont toxiques. Le baryum agit sur les muscles (crampes, arythmies) et sur le système nerveux (paralysies). Sa présence dans l'eau brute est essentiellement d'origine géologique, mais il peut parvenir dans l'environnement via les eaux usées (industries du verre et de la céramique, boues de forage, feux d'artifice, etc.). Il est très présent sous forme de traces en Suisse. L'eau brute en contient une moyenne de 35-40 µg/l, alors que les pics de concentration se situent autour de 750-800 µg/l. La Suisse n'a pas fixé de valeur limite pour le baryum ; la valeur indicative fixée par l'OMS est de 0.7 mg/l.

Plomb

Le plomb est un métal lourd que l'on trouve essentiellement sous forme de sulfure (PbS , galène) en milieu naturel. Le plomb est classé comme toxique et dangereux pour l'environnement. Les formes solubles de ce métal sont particulièrement toxiques. Il s'accumule dans le corps, dans les os en particulier. Son absorption chronique est nocive, même à des quantités relativement limitées. Il affecte le développement du système nerveux et la formation des cellules sanguines ; il est également toxique pour les reins. La présence de plomb dans l'eau potable est essentiellement due à des problèmes de canalisation et de robinetterie. Sa concentration est généralement négligeable dans l'eau brute. L'OSEC fixe la valeur limite du plomb à 0.01 mg/l pour l'eau du robinet tirée après 5 minutes d'écoulement. L'objectif de qualité du MSDA est de moins de 0.001 mg/l.

Bore

Le bore est un métalloïde présent dans la nature sous forme de composés contenant tous des atomes d'oxygène. Les fortes concentrations de bore, considérées comme nocives pour la santé, provoquent nausées, vomissements et troubles cardiovasculaires. Il présente une bonne mobilité et son potentiel de transformation n'est que très faible, d'où une probabilité de propagation relativement élevée. Le bore provient surtout des eaux usées et se retrouve à faibles concentrations dans la plupart des eaux superficielles et souterraines suisses. L'OSEC ne lui fixe pas de valeur limite ; il est de 0.5 mg/l dans les directives de l'OMS.

le bore provient surtout des eaux usées

Brome (bromure, bromate)

Le brome appartient à la famille des halogènes et se trouve essentiellement sous forme de bromure à l'état naturel

(sel de potassium). Lors du traitement de l'eau brute par ozonation, le bromure se transforme en bromate, ce qui n'est pas souhaitable puisque le bromate est potentiellement cancérigène. Le bromate est difficile à éliminer, si bien que sa formation doit être limitée par une oxydation contrôlée. La valeur de tolérance du bromate issu du traitement de l'eau est de 0.01 mg/l dans l'eau potable. Le traitement de l'eau produit également des composés organobromés lors de la chloration. L'OSEC fixe en particulier une valeur limite aux trois THM suivants : bromo-dichlorométhane (CHCl_2Br : 0.015 mg/l), dibromo-chlorométhane (CHClBr_2 : 0.1 mg/l) et bromoforme (CHBr_3 : 0.1 mg/l).

Cadmium

Le cadmium est un métal lourd classé comme très toxique et à forte dangerosité pour l'environnement. Il n'a aucune fonction connue dans l'organisme humain. La prise orale chronique de faibles quantités de cadmium provoque des perturbations de l'homéostasie minérale et des lésions rénales. Le cadmium de l'environnement provient essentiellement de l'industrie métallurgique (extraction du zinc, du plomb et du cuivre), mais on le trouve également dans des pesticides et comme impureté dans les engrais minéraux phosphatés. Il est très mobile, contrairement aux autres métaux lourds. De ce fait, l'OSEC fixe la valeur limite du cadmium à 5 µg/l ; l'objectif de qualité du MSDA est de 0.5 µg/l. L'enjeu du cadmium est mineur dans l'eau potable en Suisse.

Calcium

Le calcium se présente surtout sous forme de carbonate et de sulfate (p. ex. le gypse) ou comme cation bivalent

(Ca^{2+}) sous forme dissoute. Le calcium est essentiel chez l'être humain et joue aussi un rôle important dans la structure des os et des dents. Il s'introduit dans l'eau brute par désagrégation minérale. Il y est le principal cation présent et détermine la dureté de l'eau. Le calcium affecte le goût de l'eau lorsque sa concentration dépasse 200 mg/l. La Suisse et l'OMS ne lui ont pas fixé de valeurs maximales.

Chlore (chlorure, chlorate, chlorite)

Le chlore appartient à la famille des halogènes. Du fait de sa réactivité, il se trouve principalement sous forme d'anion (chlorure, Cl^-) en milieu naturel. Les sels de chlorure sont très solubles dans l'eau ; non toxiques, ils sont essentiels pour l'organisme. Le chlorure présent dans l'eau brute est surtout géogène, même si des teneurs élevées peuvent provenir de ruissellements (sel de déneigement, etc.), du déversement ou de l'infiltration d'eaux usées, ou encore de procédés industriels. L'objectif de qualité du MSDA est de moins de 20 mg/l dans l'eau brute non polluée. Le goût du chlorure est perceptible à partir de 200 mg/l, l'OMS fixe donc sa teneur indicative à 250 mg/l. On utilise le chlore sous forme gazeuse ou soluble (hypochlorite) dans la désinfection industrielle de l'eau. Le dioxyde de chlore offre une alternative, puisqu'il se dissocie en chlorite et chlorate. Tous deux sont suspectés d'être toxiques pour le sang. Leur valeur de tolérance est fixée par l'OSEC à 0.2 mg/l dans l'eau potable traitée. Celle du chlore libre est fixée à 0.1 mg/l. Du fait de la limitation des teneurs en chlorite et chlorate, le dosage maximal du dioxyde de chlore est limité à 0.4 mg/l.

4. Substances contenues dans l'eau

Chrome

Le chrome se trouve le plus souvent à l'état d'oxydation +III et +VI. Ce dernier [Cr(VI)] est extrêmement toxique et cancérigène. Il est très soluble dans l'eau, contrairement au chrome trivalent qui l'est très peu et qui se lie surtout à des particules. Les sources de pollution sont principalement l'industrie d'affinage du fer et de l'acier (galvanoplastie, p. ex.) et les tanneries. Le chrome pollue donc souvent les eaux de surface via les eaux usées, mais également par infiltration et par les sites contaminés. On le trouve parfois dans les eaux souterraines. La valeur limite du chrome VI est fixée par l'OSEC à 20 µg/l et l'objectif de qualité du MSDA à moins de 1 µg/l.

Cyanures

On compte parmi les cyanures tous les sels et autres composés de l'acide cyanhydrique (HCN). Beaucoup d'entre eux sont très toxiques du fait précisément qu'ils dégagent du HCN. La toxicité de ce dernier provient du fait qu'il inhibe une enzyme de la chaîne respiratoire. Les cyanures sont très répandus en milieu naturel (noyaux d'abricot et de cerise, manioc, euphorbes, etc.). Une augmentation de leur concentration dans l'eau signale généralement une pollution d'origine industrielle (principalement minière). La valeur limite du cyanure (basée sur la teneur en HCN) est fixée en Suisse à 0.05 mg/l. La valeur indicative pour l'eau brute, donnée par les « Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines », est de moins de 0.025 mg/l.

Carbone organique dissous (COD)

Comme son nom l'indique, ce paramètre regroupe toute la matière organique dissoute dans une eau. Dissoute signifie également la présence de particules de taille inférieure à 0.45 µm.

La concentration de COD est une mesure de la matière organique naturelle (MON) ; elle inclut notamment les acides humiques et fulviques, les graisses, les protéines, les glucides et une infinité d'autres composés de structure inconnue, essentiellement issus de processus métaboliques ou de dégradation. La teneur en MON de l'eau, mesurée en COD, détermine aussi la coloration de celle-ci. Les fortes concentrations de COD se retrouvent par exemple dans les sols marécageux, les forêts, les zones humides ou encore en présence d'un fort développement d'algues. Le carbone organique assimilable (COA) est une composante du COD qui constitue l'alimentation principale des microorganismes dans l'eau : le CAO influe donc directement sur la stabilité microbiologique de l'eau potable traitée. Pour le MSDA, une concentration de COD < 1 mg/l indique une eau non polluée. On mesure souvent encore l'oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO_4) à la place du COD. Elle doit être < 3 mg/l dans l'eau non polluée, selon le MSDA. Le taux indicatif de COD pour l'eau brute, donné par les « Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines », est de moins de 2 mg/l.

Fer

Contrairement au fer (III), le fer divalent [Fe(II)] est soluble dans l'eau. Le Fe(II) se trouve exclusivement dans les eaux réduites ; il affecte le goût de l'eau comme aussi sa couleur, par contact avec l'oxygène de l'air. Il précipite en station de traitement et dans les canalisations. La concentration de fer total dans les eaux souterraines suisses se situe, en moyenne, entre 35 et 40 µg/l. Des concentrations de plusieurs mg/l peuvent être mesurées dans les eaux souterraines réduites. La valeur de tolérance du fer dans l'eau de boisson est de 0.3 mg/l (OSEC).

*estime la teneur
en matière
organique
dissoute*

Fluor

Le fluor se trouve principalement sous forme de fluorures dans l'environnement. Ces sels sont présents à faible concentration dans de nombreuses eaux naturelles. Le fluor est un élément essentiel pour l'organisme ; toutefois, ses concentrations élevées provoquent des troubles osseux, dentaires (fluorose) et enzymatiques. C'est la raison pour laquelle l'OSEC fixe à 1.5 mg/l sa valeur de tolérance.

Hydrazine

L'hydrazine est un composé d'azote (N_2H_4) qui est toxique et potentiellement cancérigène. Elle est extrêmement toxique pour les organismes vivant dans l'eau. L'hydrazine est essentiellement utilisée comme réactif dans l'industrie chimique et comme combustible de fusée. Prise à haute dose par voie orale (intoxication aiguë), elle provoque chez l'homme des vomissements, convulsions, troubles de la conscience et coma. L'hydrazine réagit très vite et parfois violemment avec beaucoup d'agents oxydants. Sa valeur limite fixée par l'OSEC est de 5 µg/l.

Potassium

Le potassium se trouve sous forme de cation monovalent (K^+) en milieu naturel. Il s'agit d'un métal essentiel pour l'organisme, notamment par son rôle dans la régulation du potentiel membranaire. On le trouve dans les eaux brutes non polluées à des concentrations généralement faibles. Il y parvient principalement via des infiltrations de mica et de feldspath potassique ou de sels potassiques. Une part anthropogène peut provenir de l'utilisation d'engrais et de jus de décharge. La loi suisse ne fixe pas actuellement de maxima pour le potassium.

Cuivre

Le cuivre est un métal lourd, oligo-élément essentiel pour l'homme. Sa toxicité aiguë est plutôt faible. Sa toxicité chronique provient d'une absorption excessive, dépassant les capacités d'élimination du foie. Les conséquences peuvent en être une hépatite, une cirrhose et une anémie. Les nourrissons et les enfants en bas âge sont particulièrement sensibles à l'excès de cuivre, puisque les mécanismes de détoxification hépatiques ne se mettent complètement en place que dans les premières années de la vie. Des cas de cirrhose hépatique chez l'enfant en bas âge ont été observés en présence d'eau de boisson à forte teneur en cuivre (>10mg/l). Le Cu (II) est la forme la plus stable dans l'eau. Ce métal ne pose pas de problème dans l'eau brute aux conditions normales. Une concentration élevée évoque généralement la présence d'un site contaminé sur le bassin versant. La concentration de cuivre peut parfois augmenter de manière significative dans le réseau de distribution, notamment en cas d'immobilité de l'eau, de canalisation contenant du cuivre, de pH acide, etc. L'eau prend un goût amer à partir de 2.5 mg par litre. Les eaux souterraines suisses en contiennent une moyenne de 4 µg/l, avec des maxima atteignant 500 µg/l. La valeur de tolérance du cuivre est fixée en Suisse à 1.5 mg/l.

*évoque un site
contaminé à
concentration
élevée*

Magnésium

Le magnésium se trouve en milieu naturel sous forme généralement minérale (carbonate, silicate, chlorure, sulfate) ou dissoute (Mg_2^+). Le magnésium est le deuxième responsable de la dureté de l'eau, après le calcium. Il s'agit d'un métal essentiel, dont les fortes concentrations peuvent néanmoins provoquer des diarrhées et modifier le goût de l'eau. L'OSEC ne fixe pas de valeurs maximales pour le magnésium ; l'OMS n'en mentionne pas non plus.

4. Substances contenues dans l'eau

Manganèse

Le manganèse est un élément essentiel pour l'homme. Sa présence dans l'environnement est très souvent associée à celle du fer. Sa forme réduite [Mn(II)] est soluble dans l'eau, c'est la raison pour laquelle le manganèse se trouve essentiellement dans les nappes où dominent les conditions de réduction. Le Mn(II) s'oxyde en Mn(IV) au contact de l'air, entraînant des suspensions et des dépôts de couleur noire. Le manganèse sous forme de permanganate de potassium (KMnO_4) est un puissant agent oxydant, que l'on utilise souvent dans le processus de traitement de l'eau. En Suisse cependant, l'emploi du KMnO_4 n'est autorisé que dans le cadre de la démanganisation. La toxicité aiguë du manganèse est très faible. L'absorption chronique de hautes doses provoque des effets délétères sur le système nerveux (convulsions, états psychotiques, etc.) Les concentrations moyennes de manganèse dans les eaux souterraines sont très faibles, même si des extrêmes dépassant 800 µg/l ont déjà été observés. La valeur de tolérance du manganèse dans l'eau potable est de 0.05 mg/l (OSEC).

Sodium

Le sodium est un métal alcalin que l'on trouve dans des sels sous forme de ion Na^+ . Il est très soluble dans l'eau et se trouve à concentrations plutôt faibles dans les eaux brutes. Plusieurs sources anthropogènes alimentent en sodium les eaux souterraines et superficielles : (sel de déneigement, eaux usées, jus de décharges, etc.). Sa concentration peut augmenter sensiblement lors du processus d'échange d'ions en station de traitement. Il affecte les qualités organoleptiques de l'eau lorsque sa concentration dépasse 200 mg/l. L'OSEC ne fixe pas de limites légales pour le sodium. L'objectif de qualité du MSDA est néanmoins de 20 mg/l et l'UE fixe son taux maximal à 200 mg/l dans l'eau potable.

Nickel

Le nickel est un élément trace de la famille des métaux lourds. Ingérés à forte dose, sous forme de sel, il peut affecter les reins, la rate, les poumons et la moelle osseuse. Les personnes présentant déjà une allergie de contact au nickel peuvent développer un eczéma sur ingestion de ce métal. Le nickel se trouve dans la nature sous forme, généralement divalente, de minerais mixtes de sulfures ou d'arséniures. Seuls certains de ses composés sont solubles dans l'eau, comme le chlorure et le carbonate de nickel. Les rejets anthropogéniques de nickel proviennent de sources diverses : combustion, industrie métallurgique et galvanique, mais également engrais phosphatés. Les matières organiques adsorbent le nickel assez facilement. Sa présence dans l'eau potable relève essentiellement de problèmes de conduites et de robinetterie. L'OSEC ne fixe pas de maximum pour le nickel dans l'eau potable ; l'UE le fixe à 0.02 mg/l et l'OMS à 0.07 mg/l.

Phosphates

On regroupe généralement sous le terme de phosphates tous les sels de l'acide phosphorique (H_3PO_4). A l'état naturel ils se trouvent principalement sous forme de minéraux phosphatés et de composés organophosphorés. Ils sont très peu mobiles dans le sol. Le phosphate est un nutriment important qui joue un rôle essentiel dans la structure de l'ADN et de l'os, comme aussi dans le métabolisme énergétique. Les concentrations naturelles de phosphate dans les nappes et dans l'eau de source sont généralement < 0.01 mg/l. Des teneurs plus élevées évoquent l'infiltration d'une eau de surface ou une contamination par des eaux usées ou des engrais. La valeur de tolérance de l'OSEC pour le phosphate est de 1 mg/l d'eau chaude (addition de produit de protection anti-

corrosion) et se calcule en phosphore. Le MSDA recommande une teneur < 0.05 mg/l dans l'eau brute.

Mercur

Le mercure est le seul métal liquide aux conditions normales. Ses rejets anthropogéniques proviennent de la combustion du charbon, de la production du ciment, de l'industrie du chlore, de l'extraction de l'or, etc. Le mercure contenu dans l'eau et les aliments est toxique pour l'homme, qu'il soit sous forme de liquide, de vapeurs ou de sels. Ses composés organiques, comme le méthylmercure, peuvent être produits par certaines bactéries présentes dans les eaux polluées, ce qui leur confère une importance particulière. Le méthylmercure est nettement plus toxique que le mercure anorganique, parce qu'il est bien absorbé par voie orale ; par ailleurs sa demi-vie est longue et il traverse facilement les barrières hématoencéphalique et placentaire. Il est fortement neurotoxique et affecte le développement du cerveau (déficit moteur et mental chez le nouveau-né). L'OSEC fixe à 1 µg/l la valeur limite du mercure dans l'eau potable ; il s'agit également de la valeur indicative de l'OMS.

Soufre (sulfate, sulfure)

Le soufre, élément essentiel pour l'organisme, entre dans la composition de plusieurs acides aminés et de nombreux enzymes. En milieu naturel, on le trouve dans les minerais sulfureux (type pyrite) et dans les minerais de sulfates (type gypse). Les sources naturelles de sulfate (SO_4^{2-}) dans les eaux brutes sont la solubilisation des roches sulfatées, l'oxydation des minerais sulfurés, ainsi que la décomposition de la biomasse. Ses sources anthropogéniques sont les engrais, les dépôts humides (pluies acides), les eaux usées et les jus de décharge. L'OSEC ne fixe pas de concentration maximale pour le sulfate

dans l'eau potable. Le MSDA recommande néanmoins une teneur de 10-50 mg/l dans l'eau potable en l'absence de pollution anthropogénique et une teneur > 200 mg/l dans le cas contraire. Cette valeur tient compte de la vulnérabilité des matériaux à la corrosion par le sulfate. L'OEaux fixe à 40 mg/l sa teneur dans les eaux du sous-sol utilisées comme eau potable ou destinées à l'être. Le sulfure se forme dans des conditions anaérobies, par la réduction du sulfate en sulfure d'hydrogène (H_2S). Ce composé se caractérise par son odeur d'œuf pourri. L'OSEC ne fixe pas de maxima pour le sulfure dans l'eau potable, mais stipule qu'il ne doit pas y être décelable en termes organoleptiques.

Sélénium

Le sélénium (semi-métal) est un oligo-élément essentiel pour l'organisme mais toxique à haute dose. Seuls certains composés de ce métalloïde sont solubles dans l'eau, comme par ex. l'acide sélénique. Les intoxications au sélénium sont rares et provoquent vomissements, maux de ventre et difficultés respiratoires. L'OSEC fixe à 0.01 mg/l la valeur limite du sélénium ; il s'agit également de la valeur indicative de l'OMS.

Silicium

Le silicium est un semi-métal, le deuxième élément chimique le plus abondant sur terre. On le trouve dans quantité de minéraux. Ses composés sont très peu solubles dans l'eau. Le silicium se trouve essentiellement sous forme dissoute d'acide silicique [$\text{Si}(\text{OH})_4$] en milieu aqueux, à des concentrations considérées comme sans danger pour l'homme. La solubilité des liaisons de silicium est très faible. Aux concentrations naturelles de silicium peuvent venir s'ajouter des rejets anthropogènes provenant de jus de décharges et de l'industrie métallurgique, chimique ou

Corrosion par le sulfate

4. Substances contenues dans l'eau

électronique.

Azote (ammonium/ammoniac, nitrate, nitrite)

Les composés de l'azote jouant un rôle prédominant dans les systèmes aquatiques sont l'ammonium/ammoniac, le nitrate et le nitrite. L'ammonium/ammoniac de l'environnement provient du métabolisme naturel des êtres vivants, de l'agriculture et des procédés chimiques. Sa teneur normale dans les eaux souterraines est très faible lorsque celles-ci sont oxydées ($\mu\text{g/l}$), bien plus élevée lorsqu'elles sont réduites (mg/l). Des concentrations plus élevées en ammonium/ammoniac peuvent indiquer la présence d'une pollution (eaux usées ou utilisation agricole). La portée sanitaire de l'ammonium dans l'eau de boisson est très limitée, puisque ses effets toxiques n'interviennent qu'à partir de 200 mg/kg de poids corporel. La teneur en ammonium joue néanmoins un rôle important dans le traitement de l'eau, puisqu'il interfère avec la chloration pour former de la chloramine, dont le pouvoir désinfectant est nettement réduit. L'effet désinfectant du chlore disparaît complètement à partir d'un ratio chlore:ammonium de 6. Autres éléments critiques : d'une part la chloramine formée affecte le goût de l'eau et, d'autre part, l'ammonium est transformé en nitrite, qui est toxique (cf. plus bas). L'OSEC fixe la valeur de tolérance de l'ammonium à 0.1 mg/l dans les eaux potables, à l'exception de celles de type réduit (0.5 mg/l). Pour ce qui est du nitrate, les eaux brutes des régions agricoles ou à forte densité de population en contiennent souvent des teneurs non négligeables ($\geq 10 \text{ mg/l}$), qu'elles soient souterraines ou superficielles, tandis que les concentrations naturelles de nitrite sont très faibles en milieu naturel. Les principales sources

de nitrate sont d'origine biologique, agricole (engrais), urbaines et industrielles (eaux usées). Par conséquent, une hausse de la teneur en nitrate est le plus souvent le signe d'une influence anthropogénique. Le nitrite est essentiellement issu de la réduction microbologique du nitrate dans des conditions anaérobies, que ce soit dans l'environnement ou dans le corps humain. Le nitrite (NO_2) peut également provenir d'un processus de nitrification installé dans un réseau de distribution. Le nitrite est toxique et peut provoquer une méthémoglobinémie, chez les enfants en particulier. Le nitrite est par ailleurs suspecté d'être impliqué dans des réactions produisant les nitrosamines, composés cancérigènes. La pertinence de ces réactions n'est toutefois pas encore établie. L'OSEC fixe la valeur de tolérance du nitrate à 40 mg/l et celle du nitrite à 0.1 mg/l .

Zinc

Le zinc est un métal figurant parmi les oligo-éléments essentiels pour l'homme. Il est néanmoins considéré comme dangereux pour l'environnement. Bien que la charge naturelle en zinc soit généralement faible, sa teneur peut fortement augmenter dans les canalisations du fait de leur zingage et de la solubilisation. Sa concentration moyenne en Suisse est de $30 \mu\text{g/l}$, avec des pics mesurés à 4.5 mg/l . La valeur de tolérance de l'OSEC est de 5 mg/l .

Composés organiques naturels et synthétiques

Les substances organiques peuvent parvenir dans l'eau potable soit par voie naturelle (métabolisme, dégradation biologique), soit par rejets anthropogènes (eaux usées, industrie, combustion, etc.) La diversité des composés organiques est si grande qu'il est impossible de les considérer un à un. Par conséquent, c'est par catégories qu'ils seront traités ici, à quelques exceptions près.

Acrylamide

L'acrylamide présent dans l'eau potable provient essentiellement de l'utilisation de polyacrylamide comme floculant. Il s'agit d'un produit potentiellement cancérigène. Les techniques actuelles de traitement de l'eau ne permettent pas d'extraire l'acrylamide de l'eau traitée. Sa concentration doit donc être contrôlée en termes de teneur en acrylamide dans le floculant et de floculant ajouté. L'OSEC ne fixe pas de valeur limite pour l'acrylamide dans l'eau potable ; l'OMS conseille 0.5 µg/l.

Composés organiques halogénés (AOX)

AOX est un paramètre cumulatif qui englobe tous les composés organiques chlorés, borés et iodés adsorbés sur charbon actif. Si ce paramètre donne une idée de la charge de ce type de composés dans un échantillon, il ne permet pas d'évaluer son caractère toxicologique. L'AOX englobe donc tout à la fois des composés quasi inoffensifs et très toxiques (dioxine, furanes, PCB, DDT). Ces derniers sont souvent cancérigènes, peu dégradables et bio-accumulables, puisqu'ils s'accumulent

dans l'organisme du fait de leur facilité d'adsorption. Leurs sources anthropogéniques sont principalement les eaux usées industrielles, les sites contaminés et les pesticides halogénés. L'exigence chiffrée de l'OEaux pour l'ensemble des AOX est de 0.01 mg/l ; elle est exprimée en équivalent chlore.

Acide éthylènediamine-tétracétique / acide nitrilotriacétique (EDTA/NTA)

L'EDTA est un agent complexant parmi les plus utilisés (détergents, aliments, cosmétiques, purification industrielle, industrie du papier, etc.). Il parvient dans le milieu naturel via les eaux usées essentiellement. L'EDTA se dégrade difficilement dans l'environnement et adhère très peu aux surfaces minérales à pH neutre, d'où sa mobilité élevée dans les eaux souterraines. Sa toxicité pour l'homme est faible et provient du fait qu'il chélate les métaux essentiels pour l'organisme, comme par ex. le zinc. L'OSEC fixe sa valeur de tolérance à 0.005 mg/l et sa valeur limite à 0.2 mg/l.

Le NTA est, lui aussi, un chélateur puissant, qui forme un complexe stable avec les ions métalliques en milieu aqueux. Il est parfois inclus comme adoucissant dans les lessives. Il se dégrade facilement en général, ce qui peut provoquer la mobilisation indésirable de métaux lourds. Le NTA dissout dans les cours d'eau forme souvent un complexe avec le calcium et le fer. On le suspecte d'être indirectement cancérigène. L'OSEC fixe sa valeur de tolérance à 3 µg/l et sa valeur limite à 0.2 mg/l.

agent
complexant

agent floculant

4. Substances contenues dans l'eau

Hydrocarbures halogénés volatils (HHV)

Il faut distinguer ici les HHV formés dans le processus de traitement de l'eau (comme p. ex. les trihalométhanes [THM]) de ceux d'origine industrielle (tétrachloroéthylène [PER], chlorure de vinyle, trichlorométhane, etc.). L'OSEC fixe, d'une part, la valeur de tolérance de 0.02 mg/l pour la somme de tous les HHV issus du traitement de l'eau et, d'autre part, la valeur de tolérance de 8 µg/l pour tous ceux provenant de l'environnement. Ces sommes sont calculées en chlore. Les THM proviennent essentiellement du chlorage. La formation de THM augmente lorsque l'eau brute contient du brome ou de l'iode. Les THM sont potentiellement cancérigènes. L'OSEC fixe une valeur limite pour les quatre THM chlorés ou bromés : trichlorométhane (CHCl_3) : 0.04 mg/l ; bromodichlorométhane (CHCl_2Br) : 0.015 mg/l, dibromochlorométhane (CHClBr_2) : 0.1 mg/l ; bromoforme (CHBr_3) : 0.1 mg/l. Le tétrachloroéthylène (ou aussi perchloroéthylène, PER) est un hydrocarbure chloré volatil (HCCV), utilisé principalement dans le dégraissage et le nettoyage à sec. Il est ininflammable et sa densité est supérieure à celle de l'eau (DNAPL) ; sa biodégradation est très lente. En raison de son usage très répandu (industrie, artisanat), le PER figure parmi les principaux polluants des eaux souterraines. Sa dégradation par réduction suit la chaîne trichloroéthylène (Tri) - dichloroéthylène - chlorure de vinyle - éthène/éthane. Comme le PER, ces intermédiaires chlorés sont toxiques et potentiellement cancérigènes. Le

chlorure de vinyle, très volatil, est le plus toxique d'entre eux. L'OSEC fixe les valeurs limites suivantes pour ces composés : PER 0.04 mg/l, trichloroéthylène 0.07 mg/l et 1,1-dichloroéthylène 0.03 mg/l. L'OSEC fixe une valeur limite à toute une série d'autres HHV industriels, notamment : 1,2-dichloroéthane 3 µg/l ; 1,1-dichloroéthylène 0.03 mg/l ; 1,2-dichloroéthylène 0.05 mg/l ; dichloro-méthane 0.02 mg/l ; tétrachlorométhane 2 µg/l ; 1,1,1-trichloroéthane 2 mg/l.

Agents tensioactifs

Il s'agit de composés organiques (p. ex. les tensides) dotés d'une partie hydrophile (hydrosoluble) et d'une autre hydrophobe (liposoluble). Ils peuvent être naturels (p. ex. la lécithine) ou synthétiques. Ils ont la propriété d'abaisser la tension superficielle d'un liquide en s'accumulant à sa surface. La valeur de tolérance pour le total des agents tensioactifs est fixée par l'OSEC à 0.1 mg/l.

Hydrocarbures

Les hydrocarbures (HC) regroupent tous les composés formés uniquement d'atomes de carbone et d'hydrogène. Leur structure peut être linéaire (alcane, alcène, alcynes, etc.) ou circulaire (p. ex. les composés aromatiques). Ils entrent essentiellement dans la composition du gaz, du pétrole et du charbon. Ils ne sont généralement pas solubles dans l'eau. Certains HC sont toxiques et cancérigènes (p. ex. les HC aromatiques polycycliques). L'OSEC fixe à 1 µg/l la valeur de tolérance des HC hydrosolubles et à 20 µg/l celle des HC peu solubles.

seuil
organoleptique
entre 2 et 50 µg/l

Méthyl-tert-butyléther (MTBE)

Le MTBE est un liquide incolore, légèrement volatil et soluble dans l'eau. Son seuil organoleptique est bas, puisqu'il se situe entre 2 et 50 µg/l. Il est utilisé principalement comme agent antidétonant dans l'essence, en remplacement du tétraéthyle de plomb. Sa toxicité aiguë est faible, mais il présente un potentiel cancérigène. Le MTBE se décompose en l'espace de quelques jours dans l'air, mais, étant peu biodégradable, sa demi-vie peut atteindre plusieurs années en eaux souterraines. Ce problème est aggravé par la bonne solubilité du MTBE dans l'eau et par sa grande mobilité dans le sol. Sa présence fréquente dans les eaux souterraines provient essentiellement des fuites de réservoirs et de conduites, et, dans une moindre mesure, de l'air par le biais des précipitations. En Suisse, il n'existe pour l'instant qu'une seule valeur indicative pour le MTBE, 2 µg/l, donnée par les « Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines ». L'OMS propose un maximum de 10 µg/l.

Hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM)

Les HAM se trouvent principalement dans les combustibles (benzine, diesel, kérosène, mazout, etc.) et s'utilisent souvent comme composés de base des produits synthétiques. Ils sont volatiles et peu solubles dans l'eau. Ils ne se dispersent donc pas dans la masse d'eau (souterraine) mais se confinent à la surface de niveau et dans les zones non saturées. Les principaux composés de ce type sont le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène (BTEX). Le benzène en particulier est hématotoxique et cancérigène. De nom-

breux HAM sont biodégradables aux conditions aérobies et parfois aussi anaérobies. Leurs principales sources de rejets dans l'environnement proviennent des erreurs de manipulation et d'élimination, ainsi que des fuites dans les installations de stockage et les conduites. L'OSEC fixe la valeur de tolérance du benzène à 1 µg/l. L'OEaux fixe l'exigence de 1 µg/l pour chaque HAM dans l'eau brute.

Phénols

Les phénols se composent d'un noyau aromatique portant un ou plusieurs groupes hydroxyles (-OH). Le salicylate, l'adrénaline, les tanins et certains arômes (vanilline, aldéhyde cinnamique, etc.) sont des phénols bien connus. Les composés phénoliques sont souvent peu solubles dans l'eau et peu biodégradables. Ils sont classés comme dangereux pour les eaux, dont ils peuvent déjà altérer le goût à très faible concentration. L'OSEC donne deux types de valeurs de tolérance pour les phénols, l'une fixée à 5 µg/l par substance et l'autre, pour les phénols entraîna- bles par la vapeur d'eau, fixée à 10 µg/l et calculée en phénol.

Les chlorophénols se forment pendant le chlorage des eaux brutes contenant des phénols et rendent l'eau imbu- vable du point de vue organoleptique. Le pentachlorophénol (PCP) est un autre composé de ce groupe. Très toxique et peu biodégradable, il est utilisé dans le traitement du bois et des textiles. L'OMS le classe comme potentielle- ment cancérigène. Le MSDA attribue donc aux chlorophénols une valeur directrice distincte, qui est de moins de 1 µg/l.

*les chloro-
phénols se
forment pendant
le chlorage des
eaux brutes*

4. Substances contenues dans l'eau

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP sont des composés organiques généralement neutres et apolaires, formés de deux ou plusieurs noyaux benzène soudés. Ils sont peu solubles dans l'eau, et plus leur poids moléculaire augmente, plus leur volatilité diminue. Les HAP sont quasiment tous toxiques et cancérigènes. Ils proviennent d'une combustion incomplète et parviennent dans le sol et les eaux en s'y déposant. L'OSEC fixe à la somme des HAP la valeur de tolérance de 0.2 µg/l. Cette somme intègre les substances suivantes : benzo[a]pyrène, fluoranthène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[ghi]perylène et indéno[1,2,3-cd]pyrène. L'exigence de l'OEaux est de 0.1 µg/l pour chaque HAP dans l'eau brute.

Pesticides

La notion de pesticides inclut toute une série de composés chimiques aux propriétés diverses, utilisés pour protéger les plantes et lutter contre les parasites. L'OSEC ne prend pas en compte chacun d'entre eux individuellement, mais fixe d'une part la valeur de tolérance de 0.1 µg/l par substance pour les « pesticides organiques et individuellement à leurs métabolites, produits de dégradation et de réaction pertinents », et, d'autre part, la valeur de tolérance de 0.5 µg/l pour la somme de tous les pesticides organiques. Les pesticides se classent selon leur cible. Nous résumons ci-dessous les principales catégories.

Acaricides

Produits utilisés pour détruire les acariens et les arachnides. Ils sont utilisés principalement dans l'agriculture (arboriculture fruitière et viticulture).

Algicides

Produits utilisés pour empêcher la prolifération des algues. Il s'agit souvent des mêmes agents que ceux utilisés comme désherbants (p. ex. atrazine et diuron). Ils sont surtout utilisés dans les zones urbaines pour protéger les peintures de façade et les isolants. Ils entrent directement dans les eaux de surface par le biais des peintures de protection des bateaux (antifouling).

Bactéricides

Produits détruisant les bactéries. Il s'agit essentiellement des antibiotiques et des désinfectants.

Fongicides

Produits détruisant les champignons parasites. Certaines classes de substances, comme les triazoles ou les benzimidazoles, sont très solubles dans l'eau et constituent donc un danger particulier pour les eaux souterraines et superficielles.

Herbicides

Produits détruisant les mauvaises herbes. Leur mode d'action cible divers mécanismes de la plante : hormone de croissance, photosynthèse, germination, etc. Ils présentent une grande diversité en termes de composition chimique, d'où un impact différencié sur l'environnement. A titre d'exemple, les anilides (très toxiques), les sulfonates (persistants et solubles dans l'eau) ou encore les triazines (adsorption très faible, souvent présents dans les nappes en Suisse).

Insecticides

Produits détruisant les insectes à leurs différents stades de développement. Ils peuvent agir après ingestion, par contact ou par inhalation. Ils sont neurotoxiques pour la plupart. Parmi les classes les plus connues figurent les carbamates (toxiques, persistant plusieurs semaines dans l'environnement), les organophos-

Algicides

Bactéricides

Fongicides

Herbicides

Insecticides

les pesticides incluent toute une série de composés chimiques

Acaricides

phorés (dégradation rapide, forte toxicité) ou les pyréthriinoïdes (très toxiques pour les poissons).

Molluscides

Molluscides

Produits contre les escargots et les limaces. Ils contiennent souvent du sulfate d'aluminium ou du phosphate de fer.

Nématicides

Nématicides

Produits contre les nématodes et autres nuisibles vivant dans le sol. Ils sont soit gazeux soit solubles dans l'eau.

Tableau 4 : Les principaux pesticides utilisés en Suisse, ainsi que leur métabolites (META) et leurs concentrations dans les eaux souterraines et superficielles.

Famille moléculaire		Concentrations en Suisse [µg/l]			Occurrence en Suisse		
		Eaux souterraines	Eaux superficielles	Eau de boisson	Eaux souterraines (NAQUA)	Eaux superficielles	
					[%]	sur n échantillons	[%]
Alachlore	Anilides	< 0.005 - 0.05	< 0.01 - 0.03	-	0.4	270	-
acide aminométhyl-phosphonique (AMPA)	META glyphosate	< 0.05	-	< 0.04	-	-	-
Atrazine	Triazines	< 0.002 - 0.97	< 0.009 - 1.5	< 0.007 - 0.12	33.0	1114	22.0
Bentazon	Benzothiadiazone	< 0.01 - 0.06	< 0.01 - 0.64	-	13.0	15	2.0
Chlortoluron	Phénylurées	< 0.002 - 0.199	-	-	0.4	510	-
Cyanazine	Triazine	< 0.001 - 0.138	-	-	4.0	421	-
Déséthylatrazine	META atrazine	< 0.002 - 1.17	< 0.001 - 0.3	< 0.005 - 0.22	39.7	1114	12.0
Déséthylterbuthylazine	META terbuthylazine	< 0.005 - 0.013	-	-	68.8	32	-
Désisopropylatrazine	META atrazine	< 0.005 - 0.147	-	< 0.02	7.2	1101	-
Diuron	Phénylurées	< 0.001 - 0.57	< 0.001 - 1.1	-	1.1	981	1.0
Glyphosate	Aminophosphonates	-	-	< 0.03	-	-	-
Isoproturon	Phénylurées	< 0.001 - 0.38	< 0.04 - 10.0	-	0.4	970	12.0
Mécoprop (MCP)	Aryloxacides	< 0.01	< 0.001 - 3.9	-	0	15	33.0
Métolachlore	Anilides	< 0.002 - 0.16	< 0.001 - 1.3	-	2.4	595	3.0
Métolachlore ESA/OXA	META métolachlore	< 0.002 - 0.48/0.15	-	-	47/18	-	-
Simazine	Triazines	< 0.002 - 0.128	< 0.001 - 0.6	-	18.0	1114	2.0
Sulcotrione	Tricétones	< 0.05	-	-	0	217	-
Terbuthylazine	Triazines	< 0.001 - 0.13	< 0.001 - 1.2	-	2.9	1114	1.0
Concentrations en eaux souterraines (NAQUA) :		2002 - 2003, 2006					
Occurrence en eaux souterraines (NAQUA) :		2003					
Concentrations en eaux superficielles (AG, ZH) :		1999 - 2003					
Occurrence en eaux superficielles (AG, ZH) :		1999 - 2003					
Concentrations dans l'eau de boisson (AG, BE, SH, TG, ZH) :		2005 - 2007					

4. Substances contenues dans l'eau

Les tableaux 5 et 6 indiquent le degré d'adéquation de chacun des procédés de séparation et d'oxydation utilisés actuellement dans le traitement de l'eau, selon le type d'élément/composé contenu dans l'eau.

Tableau 5 : Procédés de séparation utilisés pour extraire de l'eau les éléments/composés inorganiques.

Séparation									
Eléments/composés	SED	FR	FLS	CA	MF	UF	NF	OI	EI
Arsenic	-	++*	++*	-	+/-*	+	++*	++*	++
Plomb	souvent insignifiant dans l'eau brute (problèmes de conduites et de robinetterie)								
Brome	-	-	-	-	-	-	-	++	-
Bromure	minimiser sa formation lors du traitement de l'eau								
Bromate	-	-	-	-	-	-	-	++	-
Cadmium	+/-*	++*	++*	-	-	-	-	+	++
Calcium	-	-	-	-	-	-	+	++	++
Chlore	-	-	-	-	-	-	-	++	+
Chlorure	minimiser sa formation lors du traitement de l'eau								
Chlorate	-	-	-	-	-	-	-	++	+
Chrome	-	-	-	-	-	-	-	+	++
Cyanures	-	-	-	-	-	-	-	+	-
COD	-	+/-#	+#	++ ^s	-	-	+	++	-
Fer	+/- ^Δ	+ ^Δ	++ ^Δ	-	+ ^Δ	+ ^Δ	+ ^Δ	++	+/-
Fluor	-	-	-	+	-	-	+/-	+	+
Hydrazine	-	-	-	-	-	-	-	+/-	-
Cuivre	souvent insignifiant dans l'eau brute (problèmes de conduites et de robinetterie)								
Magnésium	-	-	-	-	-	-	+	++	++
Manganèse	+/- ^Δ	+ ^Δ	+ ^Δ	-	+ ^Δ	+ ^Δ	+/- ^Δ	+	+
Nickel	souvent insignifiant dans l'eau brute (problèmes de conduites et de robinetterie)								
Mercure	-	-	-	+/-	-	-	+/-	++	-
Soufre	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Sulfure	-	-	-	-	-	-	+	++	++
Sulfate	-	-	-	-	-	-	-	++	-
Silicium	-	-	-	-	-	-	-	++	-
Azote	-	+/-	+ ^o	+ ^o	-	-	-	++	+
Ammonium	-	-	-	-	-	-	+	++	++
Nitrate	-	-	-	-	-	-	+	++	+
Nitrite	-	-	-	-	-	-	+	++	+
Zinc	souvent insignifiant dans l'eau brute (problèmes de conduites et de robinetterie)								

Tableau 5 (suite) : Procédés de séparation utilisés pour extraire de l'eau les composés organiques.

Composés organiques		Séparation								
Eléments/composés										
composés		SED	FR	FLS	CA	MF	UF	NF	OI	EI
Acrylamide		-	-	-	-	-	-	-	+	-
AOX		-	-	-	++ [§]	-	-	-	++	-
EDTA/NTA		-	-	-	-	-	-	-	++	-
HHV										
Bromoforme		-	-	-	+/-	-	-	-	++	-
Bromodichlorméthane		-	-	-	+/-	-	-	+	++	-
Dibromchlorméthane		-	-	-	+/-	-	-	+	++	-
Chloroforme		-	-	-	+/-	-	-	+	++	-
Tétrachloroéthylène		-	-	-	+	-	-	+	++	-
Trichloréthylène		-	-	-	+	-	-	+	++	-
Dichloroéthylène -		-	-	+	-	-	+	++	-	
Agents										
tensioactifs		-	-	-	-	-	-	++	++	-
MTBE		-	-	-	-	-	-	-	+	-
Benzène		-	-	-	++	-	-	+	++	+
Phénols		-	-	-	++	-	-	+	++	+
HAM		-	-	-	++	-	-	+	++	+
Pesticides		dépend beaucoup de leurs propriétés physicochimiques (solubilité, polarité, etc.)								
Médicaments		dépend beaucoup de leurs propriétés physicochimiques (solubilité, polarité, etc.)								
SED : Sédimentation				++		: bien adapté				
FR : Filtration rapide				+		: adapté				
FLS : Filtration lente par le sable				+/-		: en partie adapté				
CA : Charbon actif				-		: pas adapté				
MF : Microfiltration				#		: fraction biodégradable				
UF : Ultrafiltration				§		: adsorption sur CA frais				
NF : Nanofiltration				*		: avec floculation/sédimentation				
OI : Osmose inverse				°		: bioactif				
EI : Echange d'ions				Δ		: avec oxydation				

4. Substances contenues dans l'eau

Tableau 6 : Procédés d'oxydation utilisés pour extraire de l'eau les éléments/composés.

Oxydation					
Eléments/ composés	Chlore	ClO ₂	O ₃	UV	AOP
Arsenic (III)	++	+	++	-	++
Plomb	problèmes de conduites et de robinetterie				
Brome					
<i>Bromure</i>	+	-	+	-	++
<i>Bromate</i>	minimiser sa formation lors du traitement de l'eau				
Cadmium	-	-	-	-	-
Calcium	-	-	-	-	-
Chlore					
<i>Chlorure</i>	-	-	-	-	-
<i>Chlorate</i>	minimiser sa formation lors du traitement de l'eau				
<i>Chlorite</i>	+	-	++	-	++
Chrome (VI)	-	-	-	-	-
Cyanures	++	+	++	-	++
COD	+	+	++	-	++
Fer (II)	++	++	++	-	++
Fluor					
<i>Fluorure</i>	-	-	-	-	-
Hydrazine	+	*	++	-	++
Cuivre	problèmes de conduites et de robinetterie				
Magnésium	-	-	-	-	-
Manganèse	+/-°	++	++	-	++
Nickel	problèmes de conduites et de robinetterie				
Mercure	-	-	-	-	-
Soufre					
<i>Sulfure</i>	++	++	++	-	++
<i>Sulfate</i>	-	-	-	-	-
Silicium	-	-	-	-	-
Azote					
<i>Ammonium</i>	++	-	-	-	-
<i>Nitrate</i>	-	-	-	-	-
<i>Nitrite</i>	++	+	++	-	++
Zinc	problèmes de conduites et de robinetterie				

Tableau 6 (suite) : Procédés d'oxydation utilisés pour extraire de l'eau les composés organiques.

Composés organiques		Oxydation				
Eléments/ composés		Chlore	ClO ₂	O ₃	UV	AOP
Acrylamide		-	-	-	-	-
AOX						
EDTA/NTA	dépend du complexe formé					
HHV						
Bromoforme		-	-	-	-	+/-
Bromdichlorméthane		-	-	-	-	+/-
Dibromchlorméthane		-	-	-	-	+/-
Chloroforme		-	-	-	-	+/-
Tétrachloroéthylène		-	-	-	-	+/-
Trichloréthylène		-	-	+/-	-	+
Dichloroéthylène		-	-	+	-	++
Agents tensioactifs						
MTBE		-	-	-	-	+
Benzène		-	-	+/-	-	++
Phénols		+	++	++	+/-	++
HAM		+/-	*	+	*	++
Pesticides	selon leurs propriétés				de - à ++	
Médicaments	selon leurs propriétés				de - à ++	
++ : bien adapté						
+ : adapté						
+/- : en partie adapté						
- : pas adapté						
* : pas de données						
° : seulement en surface (hétérogène)						

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Introduction

La filière de traitement d'une station de potabilisation de l'eau dépend d'une part de l'eau brute elle-même (provenance, substances contenues, qualité intrinsèque) et, d'autre part, du cadre législatif et réglementaire régissant l'eau de boisson (OSEC, OHyg, etc.). De leur côté, les procédés doivent répondre chacun à des conditions particulières qui assureront leur bon fonctionnement. Tous ces éléments doivent être pris en compte dans le choix des procédés d'une chaîne de traitements. Cette approche globale s'applique aussi bien à la conception des nouvelles stations qu'à l'agrandissement ou à la modernisation des anciennes.

Les procédés de potabilisation de l'eau peuvent se classer, selon leur fonction, en prétraitement, filtration, désinfection/oxydation et traitement supplémentaire.

Le tableau 7 donne un aperçu de ceux qui sont autorisés en Suisse. Ils seront décrits plus bas de manière systématique.

Tableau 7 : Procédés de potabilisation de l'eau décrits en détail dans le texte. Cet aperçu mentionne leur but d'utilisation sans donner une évaluation de leur efficacité. Seuls des tests approfondis permettront de savoir si un procédé est bien adapté à une eau brute spécifique. (°: combiné par exemple avec de l'H₂O₂)

Procédés / But d'utilisation	Elimination des particules	Elimination de substances dissoutes	Elimination des microorganismes par biodégradation	Biodégradation	Adsorption de substances dissoutes	Désinfection	Oxydation	Coagulation	Adoucissement	Elimination des nitrates	Dessalement	pH	Taille de la station (++ grande, + moyenne, - petite)
Floculation/précipitation	x	x	x					x					-/+ / ++
Sédimentation	x												+ / ++
Filtration lente sur sable	x	x	x	x									+ / ++
Filtration rapide	x		x	x									- / + / ++
Filtration membranaire	x	x	x						x	x	x		- / + / ++
Chloration						x	x						- / + / ++
Dioxyde de chlore						x	x						+ / ++
Ozonation						x	x	x					+ / ++
UV						x	x ^o						- / + / ++
Charbon actif	x			x	x								- / + / ++
Echange d'ions		x			x				x	x	x		- / +
Désacidification/ adoucissement		x							x			x	- / + / ++
Oxydation avancée							x						- / + / ++

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Prétraitement

Lorsqu'elle est fortement polluée ou qu'elle varie beaucoup en qualité, l'eau brute demande souvent un prétraitement qui lui permettra de poursuivre la filière de potabilisation. Le prétraitement consiste essentiellement à séparer les particules en suspension et à réduire la teneur de certaines substances dissoutes.

Floculation et précipitation

But : coagulation des particules en suspension et précipitation des substances dissoutes et colloïdales

La floculation aide à éliminer les particules colloïdales finement distribuées et difficiles à retirer de l'eau brute. Elle les coagule en agglomérats de plus grande taille permettant leur meilleure élimination par sédimentation, flottation ou filtration. Pour des raisons techniques, la floculation est généralement couplée à une sédimentation ou à une filtration dans la même unité. Ce type de processus, intégrant floculation puis séparation des floccs, permet de traiter les eaux brutes dont la turbidité est de l'ordre de 5 à 200 UTN. Certains produits chimiques, surtout les sels de Fe(III) et d'Al(III), permettent de neutraliser les forces de répulsion qui écartent les particules les unes des autres (charges superficielles négatives), si bien que celles-ci peuvent dès lors s'agglomérer. Les doses de sels de Fe et d'Al se situent typiquement entre 0.6 et 12 mg/l. Ensuite, l'addition de floculants, tels que les polymères organiques (polyacrylamide ou amidon), facilite la formation de floccs de grande taille et accélère donc leur élimination à l'étape suivante. Les floccs intègrent

également des microorganismes et des algues. Le dosage des floculants se situe généralement entre 0.1 et 1 mg/l. Ils réduisent notablement (40 - 60%) les doses de coagulant requises à l'étape précédente. D'autres réactifs, tels que les agents oxydants ou les bases, précipitent certaines substances comme le calcaire, le fer, le manganèse, etc. Le type d'additif, la manière de les ajouter à l'eau puis de brasser celle-ci sont déterminants pour le succès de la floculation. L'addition du coagulant sous brassage rapide permet la formation des microflocs. Ensuite, c'est sous agitation lente et à l'aide de floculants que doit se dérouler la croissance des microflocs en floccs de grande taille (« macrofloculation »), ce qui accélère l'élimination des particules. Espacer de 30 secondes au moins les deux étapes permet de limiter les doses de floculants (polymères).

Difficultés

Le bon déroulement d'une floculation dépend beaucoup du dosage, des conditions de brassage et des temps de réaction. Le dosage des réactifs est souvent problématique lorsque l'eau brute varie beaucoup en qualité (eau de rivière, aquifère karstique ou fissuré). Le dosage exact doit être établi en laboratoire (jar-test) ou par des essais en station. L'efficacité de la floculation diminue avec des doses trop faibles comme avec des doses trop élevées. L'utilisation de la floculation est toujours liée à l'introduction de produits chimiques indésirables (fer, aluminium, polyacrylamide, etc.), dont la concentration doit être réduite à un minimum (valeurs de tolérance) au cours de la floculation ou des étapes ultérieures.

Les excédents de flocculants peuvent être éliminés avant une filtration attenante par l'addition d'un supplément de coagulant : il s'agit de la post-floculation. Par principe, on choisira les coagulants et les flocculants qui mènent aux objectifs voulus à moindre concentration. La prise en charge des boues sera également planifiée, notamment leur stockage, leur déshydratation et leur élimination. Si l'eau contient encore des résidus d'agents oxydants lorsque les flocculants y sont ajoutés, ces derniers sont requis à plus haute dose et la réaction génère des sous-produits.

Bassins

L'addition du coagulant se déroule dans un bassin séparé assurant un bon brassage de l'eau (figure 5). La durée de séjour de l'eau y est de quelques minutes. C'est là que se déroule la coagulation (« microfloculation »). L'injection du flocculant se déroule en général dans la conduite sortant du bassin de coagulation. Le flocculant y est injecté perpendiculairement au flux (débit ≥ 0.5 m/s). Celui-ci est nécessairement turbulent, afin d'accélérer le mélange et d'assurer sa bonne distribution.

Pour optimiser l'incorporation du flocculant dans l'eau, on l'injecte en solution la plus diluée possible (~ 0.1 vol. %). La floculation qui suit (« macrofloculation »)

exige, en revanche, un brassage très lent, sans quoi les floccs seraient désagregés par les forces de cisaillement.

La floculation-filtration procède par injection du flocculant directement à l'entrée du bassin de filtration ; la floculation se déroule donc directement au-dessus des filtres. Ce procédé ne convient cependant qu'aux eaux brutes à faibles taux de colloïdes dissous.

Pré/post-traitements possibles

La floculation est souvent l'une des premières étapes de traitement lorsque l'eau brute contient de fortes teneurs en matières en suspension (eau superficielle). L'élimination des floccs se fait par sédimentation ou par filtration. Ces étapes combinées ne suffisent pas à produire une eau potable de bonne qualité, mais elles permettent néanmoins de poursuivre le traitement par d'autres interventions (filtration sur sable, procédés membranaires, désinfection, etc.). La pré-ozonation peut faciliter la floculation et réduire la demande en réactifs chimiques, voire même rendre ces derniers inutiles.

Valeurs limites/valeurs de tolérance

L'emploi d'agents de floculation, comme les sels de Fe(III) et d'Al(III), impose de mesurer leur teneur rési-

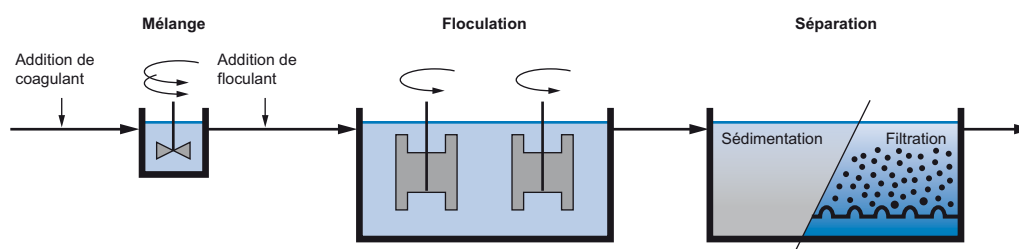


Figure 5 : Schéma d'une unité de floculation avec séparation attenante des floccs (sédimentation, filtration)

5. Procédés de potabilisation de l'eau

duelle après filtration. L'OSEC fixe à 0.3 mg/l la valeur de tolérance du fer total et à 0.2 mg/l celle de l'aluminium. En cas d'emploi de polyacrylamide comme floculant, on veillera à réduire au maximum la teneur résiduelle d'acrylamide non polymérisé (monomère), puisque l'OFSP le considère comme cancérigène probable. L'acrylamide n'est pas encore soumis, en Suisse, à une teneur maximale dans l'eau potable. L'OMS recommande un taux de 0.5 µg/l et l'UE fixe à 0.1 µg/l son maximum autorisé. Ces valeurs se situent cependant autour des limites de détection et leur interprétation demande donc une certaine prudence. Une approche plus fiable se basera, d'une part, sur la teneur en acrylamide monomérique de la solution concentrée injectée dans le système et, d'autre part, sur sa dilution subséquente dans l'eau traitée.

Monitoring du procédé

Le dosage des agents de coagulation et de floculation doit être proportionnel au débit de l'eau : celui-ci doit donc être mesuré en continu. On surveillera de même leur concentration dans les solutions concentrées. En cas de floculation utilisant des sels de métaux, il faudra déterminer, à intervalles réguliers (p. ex. chaque mois), la teneur résiduelle de ces sels après élimination des floes, afin d'ajuster leur dosage. Il en va de même des floculants de type polyacrylamide. L'absorbance UV à 254 nm (CAS 254, cf. ci-dessous) permet d'évaluer l'élimination de la MON et fournit donc une mesure du niveau de purification obtenu dans cette étape du traitement.

Produits et précautions

Les réactifs utilisés sont généralement des coagulants anorganiques auxquels on associe souvent des polymères organiques comme agents floculants. Les coagulants anorganiques (« floculants primaires ») sont des sels hydrolysables de fer et d'aluminium. Ils sont disponibles sous forme de sulfate, chlorure, hydroxychlorure, hydroxysulfate ou encore en mélange de ces derniers. Ces sels sont très acides en solution (pH 2-3) et diminuent de ce fait la capacité tampon de l'eau, éventuellement aussi son pH. Les anions demeurent dans l'eau traitée au terme du processus. En ce qui concerne les floculants organiques, il s'agit essentiellement de polyélectrolytes (polyacrylamide anionique, cationique ou non ionique) solubles dans l'eau. Leur action repose sur une adsorption superficielle irréversible. Il est donc nécessaire de les disperser de la manière la plus rapide et homogène possible. Ces floculants sont conservés sous forme de poudre ou de granulés. Ils sont utilisés, si nécessaire et selon la demande, dans de l'eau traitée non désinfectée. Une fois en solution, les polymères ont une durée de conservation limitée (perte d'efficacité) et sont susceptibles d'être contaminés par des microorganismes (surtout s'il s'agit d'amidons). Leur durée de conservation en solution ne doit pas dépasser une semaine au maximum. Leur préparation nécessite par contre un temps d'attente. Celui-ci est indiqué par le fabricant car il varie selon le produit ; il se situe généralement autour de quelques heures.

Procédé : sédimentation

But : élimination des matières solides

L'étape de sédimentation sert à éliminer la plupart des matières en suspension par l'effet de la gravitation. Au plan technique, ce procédé est plutôt simple et consomme peu d'énergie. Son utilité se limite cependant aux eaux brutes à forte teneur en matières en suspension et présentant une bonne décantabilité (densité élevée, cf. figure 6).

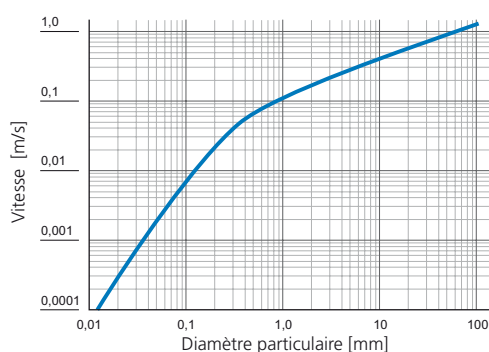


Figure 6 : Vitesse de sédimentation en fonction du diamètre particulaire (densité constante de 2650 kg/m³)

On note une nette diminution de la vitesse de sédimentation des particules de diamètre < 0.1 mm. La sédimentation ne convient donc pas aux suspensions très fines. La distribution des vitesses de sédimentation des particules et la géométrie du bassin sont les deux principaux facteurs déterminant la sédimentation. Celle-ci peut être améliorée d'une part en modifiant les propriétés particulières (utilisation de flocculant) et, d'autre part, en diminuant la hauteur tout en augmentant la surface de sédimentation (décantation lamellaire, p. ex.). Le temps de séjour moyen de

l'eau en bassin de sédimentation est typiquement de quelques heures. En Suisse, cette phase de sédimentation est peu utile du fait de la bonne qualité des eaux brutes. Elle présente néanmoins un intérêt dans le traitement de l'eau de lavage des filtres.

Difficultés

Les particules en suspension dans l'eau brute varient en termes de forme, de taille et de densité. Le fait de ne pas connaître ces paramètres empêche toute estimation fiable de l'efficacité d'une phase de sédimentation. Expérimentalement, la décantabilité de l'eau ne peut se déterminer qu'en globalité, en reproduisant les conditions présentes en station, notamment en termes de substances et flocculants contenus dans l'eau, flux, etc. Ce type d'expérimentation doit prendre en compte toutes les propriétés particulières (distribution des tailles, densités, etc.). Les bassins de sédimentation occupent une grande superficie, ce qui peut poser parfois des problèmes (zone habitée, stations de petite dimension, etc.).

Bassin

Dans le bassin de sédimentation, le flux doit être le plus laminaire possible et la durée de séjour doit varier le moins possible entre chaque couche d'eau. Le dimensionnement du bassin repose sur la notion de charge surfacique $V = Q/S$, où Q est le débit traversier et S la surface de sédimentation (largeur fois longueur du bassin). Lorsqu'une particule sédimente à la vitesse v , le temps t qu'elle mettra pour parcourir la hauteur h du bassin est $t = h/v$. La vitesse

5. Procédés de potabilisation de l'eau

de sédimentation se situe habituellement autour de 0.5 m/h en l'absence de coagulants/floculants et de 5 - 10 m/h en leur présence. Ces éléments permettent théoriquement de déterminer les dimensions du bassin. En pratique cependant, les conditions d'écoulement ne sont jamais idéales et le rapport largeur/longueur du bassin ne peut être choisi de manière arbitraire. La décantation doit être le moins possible perturbée par les réalités hydrauliques. A cet effet, le bon dimensionnement du bassin (stabilité du flux, pas de resuspension, disposition des zones d'admission et de sortie, etc.) permettra d'éviter les courts-circuits hydrauliques.

Pré/post-traitements possibles

La sédimentation est très souvent combinée à une floculation/précipitation ; celle-ci modifie à tel point la décantabilité des particules, qu'elle permet leur élimination rapide et extensive. La sédimentation seule ne suffit pas toutefois à produire une eau potable de bonne qualité. En effet, la teneur en suspensions résiduelles reste trop élevée et empêche de procéder à une désinfection fiable. Son intérêt se limite donc à établir les conditions idéales (turbidité/teneur particulaire réduite et très constante) en vue des étapes suivantes (filtration, procédés membranaires).

Monitoring du procédé

Le résultat de la sédimentation est vérifiable par néphélométrie. Cette mesure renseigne sur l'élimination des matériaux particuliers ; elle suffit à ce

stade, puisque généralement d'autres procédés suivront la sédimentation. En cas de floculation intégrée, les teneurs résiduelles en agents coagulants/floculants (aluminium, fer, polyacrylamide, etc.) seront mesurées après sédimentation et leur dosage sera corrigé en amont, si nécessaire.

Produits et précautions

Les bassins de sédimentation traditionnels sont généralement de forme rectangulaire ou circulaire. Lorsqu'ils sont rectangulaires, l'écoulement suit la longueur. Quant aux bassins circulaires, ils peuvent être alimentés par une entrée d'eau centrale ou périphérique. L'évacuation des sédiments se fait en continu. On utilise des cuves spéciales lorsque sédimentation et floculation sont combinées. Elles se composent généralement d'une zone de mélange à brassage rapide et d'une zone de sédimentation à écoulement réduit.

La sédimentation traditionnelle peut être améliorée par l'introduction de lamelles ou de tubes dans le bassin de sédimentation, ce qui diminue le parcours et accroît considérablement la surface de décantation et la charge hydraulique applicable. Ces décanteurs lamellaires fonctionnent généralement à contre-courant (eau-boue). On peut également utiliser du gravier à la place des lamelles. Même si ce type d'installation est appelé « filtre à gravier », son mécanisme repose malgré tout sur la sédimentation. Les filtres à graviers sont rincés du haut vers le bas avec de l'eau s'écoulant à vitesse élevée.

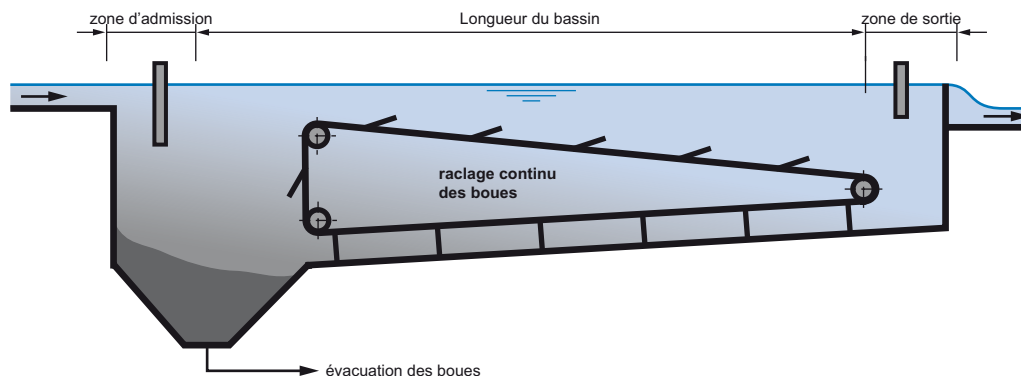


Figure 7 : Schéma d'un bassin de sédimentation à écoulement longitudinal avec zone d'admission et de sortie, chaîne de raclage et cône d'évacuation des boues.

Filtration

La filtration sert à éliminer les matières en suspension de la future eau de boisson. L'eau résultant de la filtration est le filtrat - ou le perméat s'il s'agit d'une filtration sur membrane. Les unités de filtration fonctionnent de manière discontinue, chaque filtre étant périodiquement retiré du circuit pour en éliminer le rétentat et qu'il garde son efficacité. Plusieurs critères permettent de caractériser les performances d'un filtre : différence de pression, qualité du filtrat (turbidité, nombre de particules), durée de fonctionnement du filtre, etc. Le filtre est nettoyé lorsque la différence de pression dépasse la charge utile et/ou d'exploitation, ou lorsque la qualité du filtrat ne suffit plus. Les procédés de filtration peuvent se classer sommairement en filtration sur structure plane et filtration sur lit.

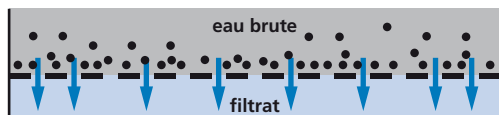


Figure 8 : Schéma d'une filtration sur structure plane. Les particules sont retenues sur une surface plane où elles forment un gâteau de filtration

Filtration sur structure plane

Les particules y sont retenues par une fine surface faisant office de tamis (figure 8). Le principe de séparation repose essentiellement sur des forces mécaniques. Du fait de la taille fixe de leurs pores, ces filtres établissent un seuil de séparation très précis. La perte de charge augmente exponentiellement avec l'épaisseur du rétentat. Les microtamis et les filtres à tissu sont des exemples de filtres plans. Les procédés membranaires forment là une catégorie particulière subdivisée, selon la taille des pores, en microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration et osmose inverse.

Filtration sur lit

Les particules sont retenues par une matrice poreuse, tant par des forces physiques que chimiques (figure 9). La filtration rapide, la filtration lente sur sable et la filtration sur charbon actif en sont des exemples. L'efficacité de la filtration dépendra essentiellement des propriétés des particules (taille, forme, chimie superficielle), des propriétés du liquide ambiant (substances dissoutes, adsorption, etc.) et de celles du filtre

5. Procédés de potabilisation de l'eau

lui-même (porosité, rapidité du flux, taille, forme, etc.). La séparation porte sur toutes les dimensions particulières ; elle passe par une étape de transit et une d'incrustation.

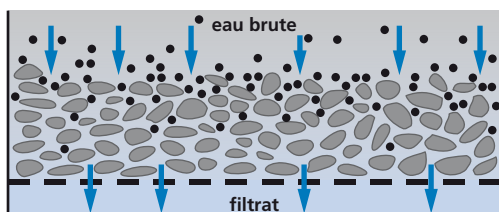


Figure 9 : Schéma d'une filtration sur lit. Les particules pénètrent dans le matériau de filtration, où elles sont retenues par des processus physicochimiques.

La concentration particulaire augmente dans le filtrat au fur et à mesure que les particules s'accumulent dans le filtre ; cette augmentation des particules dans le filtrat suit une courbe dite « courbe de percée ». La perte de charge est quasi linéaire lorsque le filtre est correctement conçu.

Filtration lente sur sable

But : extraction et sorption de particules, biodégradation

Ce procédé (figure 10) permet l'extraction extensive des particules par passage de l'eau sur un lit de sable fin ($\sim 0.1 - 1$ mm) à la vitesse de $0.06 - 0.3$ m/h (typiquement $0.1 - 0.2$ m/h). Il s'agit souvent de la dernière étape de traitement avant la protection du réseau. Du fait de la longue durée de séjour de l'eau dans le lit de sable (5 - 10 h, épaisseur $0.7 - 1.2$ m), l'extraction des impuretés dissoutes et particulières conjugue tamisage, filtration et sorption. Parallèlement s'y déroule une destruction de microorganismes pathogènes (par manque de nutriments, température, prédation, etc.) et se crée une activité biologique

entraînant une biodégradation significative de composés organiques biologiquement assimilables (COA). On notera tout spécialement, dans ce contexte, le biofilm (ou « membrane biologique ») de quelques centimètres d'épaisseur qui se forme à la surface du filtre. Il s'y déroule notamment des processus de filtration, de nitrification et de minéralisation de substances organiques. Ainsi, ce procédé présente de très bonnes performances de purification du fait de la longue durée de filtration et de la finesse du sable. La simplicité du dispositif (pas de composante mobile, pas de produits chimiques, écoulement naturel) et de son exploitation font de la filtration lente sur sable un procédé particulièrement bien adapté aux stations de petite taille ou de pompage d'eau de lac. Par contre, l'espace requis est important. Pour un fonctionnement optimal, la turbidité doit être ≤ 10 UTN et/ou la teneur en matière solide ≤ 10 mg TSS/l (le mieux est de ne pas dépasser 3 mg TSS/l). On peut, à la rigueur, prétraiter l'eau par sédimentation ou par filtration rapide. De même, préozoner ou inclure dans le lit de filtration une couche de géotextile non tissé peut grandement améliorer les performances et le fonctionnement du dispositif. La filtration lente sur sable peut produire un abattement bactériologique de 3 - 4 logs. Le biofilm doit être périodiquement décapé. Le dispositif ne retrouve alors son efficacité biologique qu'après quelques semaines de régénération et pour autant que la teneur en oxygène de l'eau brute soit suffisante. A priori, plus le filtre fonctionnera longtemps, plus ses capacités de purification seront élevées.

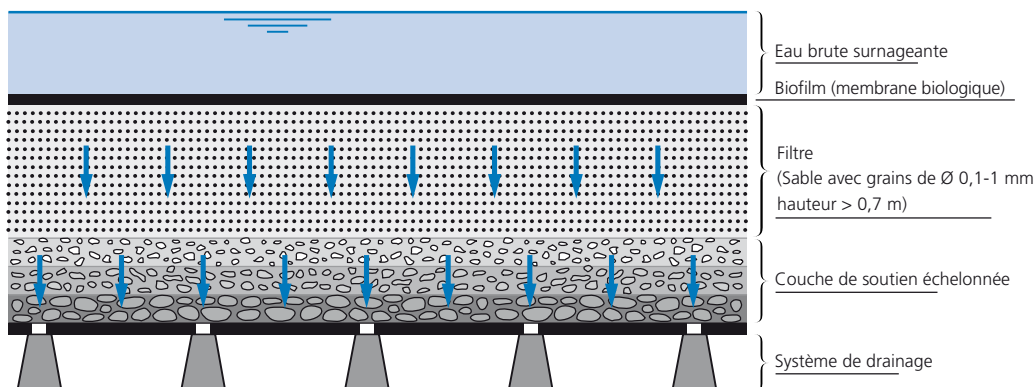


Figure 10: Schéma d'un filtre lent sur sable. Le biofilm est une membrane biologique constituée d'une grande variété de microorganismes très actifs qui dégradent les impuretés. La couche de sable fin sous-jacente filtre l'eau par voie physico-chimique.

Difficultés

Du fait du faible débit et de la longue durée de redémarrage après nettoyage, ce dispositif demande une surface importante : environ 0.3 m² par mètre cube d'eau traitée par jour. Par ailleurs, les algues et les substances contenues dans l'eau tels que le fer, le manganèse et les agents de dureté peuvent s'agglutiner, se minéraliser et entartrer le filtre, d'où perte de charge et développement de courts-circuits hydrauliques. Les germes ne sont pas tous extraits de l'eau brute et une désinfection est parfois nécessaire, car en fonctionnement continu, les organismes vivant dans le sable (champignons, protozoaires, vers, etc.) peuvent être lessivés dans le filtrat. Dans certains cas, une désinfection peut s'avérer nécessaire. La percée de germes dans le filtrat peut augmenter à basse température (4°C) et à vitesses de filtration de plus de 0.3 m/h. Les bassins ouverts ou éclairés favorisent l'activité biologique (surtout la prolifération des algues) dans la couche d'eau surnageante. Il en résulte, d'un côté, des processus bienvenus de biotransformation et de biodégradation, mais, d'un autre côté, un développement trop conséquent de la biomasse, avec colmatage rapide de la première couche

du filtre. Ce phénomène provoque une (sur)saturation d'oxygène avec dégazage dans les zones de sous-pression du filtre et obturation totale de ce dernier. Mais le développement rapide de la biomasse peut également augmenter l'utilisation d'oxygène dans la membrane biologique (biodégradation), avec, pour conséquence, l'instauration de conditions anaérobies dans le filtre. L'absence d'oxygène n'est pas souhaitable, puisqu'elle a notamment pour conséquences le lessivage des bactéries, la ressolubilisation du fer et du manganèse et des problèmes d'odeur et de goût. La durée d'activité du filtre est généralement de 3 à 24 mois, mais peut s'étendre à plusieurs années en cas de prétraitement intensif de l'eau brute. Ce prétraitement (cf. ci-dessous) est d'ailleurs indispensable si on souhaite raccourcir la durée de filtration.

Pré/post-traitements possibles

Les mesures à prendre contre le colmatage du filtre et l'excès de croissance des algues consistent essentiellement à prétraiter l'eau brute par sédimentation ou filtration rapide, à utiliser des nattes filtrantes (en synthétique non tissé) et à recouvrir ou assombrir les installations. Notons que les filtres à gravier constituent un prétraitement très simple,

5. Procédés de potabilisation de l'eau

spécialement adapté aux eaux dont la teneur en matières en suspension est importante et/ou très variable. La préozonation peut d'une part oxyder une partie de la matière organique naturelle (MON) et la rendre biodégradable, d'autre part elle peut oxyder les particules organiques et faciliter leur coagulation. La préozonation entraîne également l'oxydation complète du fer et du manganèse; elle décolore aussi l'eau et inactive les algues (cf. ozonation). On peut, dans certains cas, insérer une couche de charbon actif dans le filtre, comme protection contre des impuretés imprévisibles (pic de charge). Ce type de protection n'est efficace que pendant quelques mois.

Monitoring du procédé

Le monitoring de la filtration lente sur sable doit obligatoirement passer par une mesure continue de la turbidité, qui doit être < 1 UTN (OSEC). Cette mesure, qui permet de détecter les percées éventuelles, peut être complétée par une analyse particulière, afin de mieux caractériser le filtrat, notamment le nombre de particules qu'il contient et leur distribution en termes de taille. Ces éléments donnent à leur tour une idée de la charge bactérienne du filtrat. On peut procéder à la mesure de l'oxygène dans le lit du filtre pour mieux connaître son milieu, notamment en termes d'activité biologique. La résistance hydraulique du filtre doit être surveillée en continu. Elle est déterminée par la hauteur de l'eau surnageante. Lorsque celle-ci atteint sa cote maximale - colonne d'eau de 1 à 2 m en général - il faut procéder au décapage de la membrane biologique (1-3 cm). Le filtre sera ainsi régénéré, c'est-à-dire qu'il recouvrera toute son activité biologique. Des données récentes révèlent l'intérêt du monitoring régulier des paramètres

microbiologiques (comme par exemple ceux pointés par l'OHyg : *E. coli*, entérocoques et germes aérobies mésophiles).

Produits et précautions

La filtration lente sur sable se fait généralement en bassin de béton, recouvert ou non selon les conditions. Du fait des grandes surfaces de lit qu'impose ce procédé, on ne l'inclut dans les nouvelles installations que s'il s'agit de petites distributions d'eau. Le matériau de filtration est le plus souvent le sable; les grains sont de 0.1 à 0.4 mm et les plus réguliers possibles ($U < 5$; mieux: $U < 3$). Pour que le sable ne soit pas lessivé dans les drains, une couche de soutien soigneusement étagée doit le séparer du système de drainage.

Filtration rapide

But : élimination des particules

La filtration rapide permet essentiellement le prélavage extensif des eaux brutes à forte turbidité ou à teneur particulière élevée (pics de charge ≤ 50 mg TSS/l). L'abattement particulier atteint alors 80 - 90 % et concerne les particules organiques et anorganiques, les microorganismes et les polluants liés aux particules. La taille des particules extractibles est $> 1 \mu\text{m}$. Par ailleurs, ce procédé peut s'accompagner de la biodégradation partielle de matières organiques comme les COA. La filtration rapide est rarement utilisée en l'absence d'autres traitements (désinfection, sédimentation, filtration lente sur sable ou procédés membranaires). Selon la qualité de l'eau brute et les objectifs à atteindre, ce procédé reposera sur l'emploi d'un lit à une ou plusieurs couches de matériaux divers, la vitesse de filtration se situant généralement entre 6 et 20 m/h (elle ne peut dépasser

ser 15 m/h qu'avec un filtre à pression). Dans les dispositifs à deux ou plusieurs couches, les couches supérieures sont les plus poreuses et servent à éliminer les plus grosses particules, alors que les couches inférieures assurent la filtration fine. Dans la filtration sur lit, les forces de séparation sont aussi bien physiques que chimiques. L'adjonction de faibles quantités de floculant peut améliorer considérablement les performances de la filtration. Ainsi, combiner un filtre à deux couches avec l'addition de floculant permet de réduire la charge bactérienne de 1 - 1.5 logs et la charge de protozoaires de 2 logs.

Difficultés

Lorsque l'eau brute est très polluée, les fréquents rétrolavages des filtres chargent en boues de grandes quantités d'eau de lavage et de premier filtrat (redémarrage après rétrolavage). La forte augmentation des MON ou des microorganismes dans l'eau de lavage nécessite souvent un traitement distinct. Le volume d'eau du rétrolavage et du premier filtrat ne devrait pas dépasser 5% du volume du filtrat. L'élimination des colloïdes stables est généralement insuffisante en l'absence de floculants. Un rétrolavage incomplet ou mal ajusté peut provoquer le bouleversement des couches de filtrage et de protection, et, de ce fait, grandement affecter les performances. Il est possible de remédier aux courants de paroi (courants préférentiels) en intégrant des éléments structurels lors de la construction. L'aménagement d'une installation de filtration rapide demande passablement de moyens : outre les filtres eux-mêmes (plusieurs unités de filtration parallèles), il nécessite des bassins pour l'eau de lavage et pour les eaux boueuses, ainsi qu'un réservoir d'air comprimé pour les lavages aux jets d'air.

Valeurs limites/valeurs de référence

La turbidité des filtrats d'une filtration rapide devrait être fixée à moins de 0.2 UTN. Les valeurs de tolérance concernant les substances contenues dans l'eau ne sont pertinentes que lorsqu'une floculation est intégrée dans le processus. En cas d'adjonction de sels de fer ou d'aluminium pour une floculation, il s'agira de respecter les valeurs de tolérance de l'OSEC, à savoir 0.3 mg de Fe/l et 0.2 mg d'Al/l.

Prétraitements et post-traitements possibles

Lorsque la turbidité de l'eau brute est < 5 UTN, une seule étape de filtration permettra généralement de répondre aux exigences de turbidité. Cependant, seule l'adjonction de coagulants (sels de Fe[III] et d'Al[III]), éventuellement complétés par des floculants (polyélectrolytes) permettra d'aboutir à l'élimination extensive des particules indésirables du point de vue hygiénique. En présence de taux de matières solides excédant constamment 30 mg TSS/l, un prétraitement sera nécessaire. Il pourra s'agir, par exemple, d'une floculation-sédimentation, d'une microfiltration, d'une flottation ou encore d'une filtration sur gravier. C'est là un moyen de prolonger la durée d'exploitation des filtres, comme aussi de diminuer la fréquence des rétrolavages - et donc aussi les pertes de filtrat. La préozonation améliore la filtration de manière générale en provoquant une microfloculation. L'adjonction de doses d'ozone trop élevées agira par contre en sens inverse. En ce qui concerne le post-traitement, tout le registre des procédés est envisageable (oxydation, filtration sur charbon actif, filtration lente sur sable, désinfection, etc.), selon les étapes encore nécessaires :

5. Procédés de potabilisation de l'eau

par exemple l'élimination des micropolluants, la désinfection, la stabilisation biologique, etc.

Monitoring

C'est le contrôle continu de la turbidité qui permet de suivre l'efficacité de la filtration rapide. Le filtre est généralement lavé (rétrolavage) à intervalles réguliers, ce qui permet de limiter l'activité biologique, comme aussi le risque d'agglutination et la perte de charge. Lorsque le lavage ne se fait pas à intervalles réguliers mais dépend de la résistance du filtre, il se déclenche automatiquement dès qu'un niveau maximal est atteint. Celui-ci, fixé par des critères techniques et économiques, se situe entre 1 - 2 m de colonne d'eau pour les filtres ouverts, et 4 - 6 m pour les filtres à pression. Le lavage doit être effectué avant que ne survienne une percée. Les débits de l'eau brute et du filtrat fournissent également des informations sur le fonctionnement du filtre. L'examen optique de l'eau de lavage permet de se faire une idée de l'état de l'installation (buse de rétrolavage défectueuse, etc.) et du filtre (présence d'agglutinations, etc.). Par ailleurs, on observera la surface de l'eau pendant le lavage, afin de détecter d'éventuelles inégalités au niveau du bouillonnement (p. ex. dans la sortie de l'air ou dans l'expansion du lit). Le rétrolavage du filtre se fait en injectant de l'eau ou un mélange d'eau et d'air. L'adjonction d'air permet de mieux ameubler le milieu filtrant, ce qui favorise l'élimination des impuretés.

Produits et précautions

On trouve une grande variété de matériaux de filtration : sable quartique, pierre ponce, basalte, anthracite, schiste et argile expansé, charbon actif, calcaire, et dolomite. On utilise essentiellement aujourd'hui le sable dans les filtres monocouches et une combinaison de sable et de pierre ponce et/ou d'anthracite dans les filtres multicouches. Le choix des matériaux doit se faire en fonction de la qualité de l'eau brute et de l'objectif visé. Les différentes densités des matériaux permettent de stabiliser le lit. Le degré d'hétérogénéité de leur forme ne doit pas dépasser 1.5. Le rétrolavage du filtre se fait normalement avec le filtrat, ce qui préserve les conditions régnant dans le filtre (pH, potentiel rédox, concentration de désinfectant, etc.) et évite les réactions indésirables (précipitation, etc.). L'eau du rétrolavage est généralement évacuée sur une station d'épuration.

Filtration membranaire

But : élimination des impuretés particulaires et dissoutes

La filtration membranaire permet l'élimination extensive de particules comme aussi de substances dissoutes. Elle est souvent utilisée comme un lavage plus poussé. Du fait de la taille prédéfinie des pores, les seuils de coupure sont extrêmement précis. On choisira le type de filtration selon l'objectif recherché (figure 11) :

- microfiltration (MF) : diamètre des pores 0.1 - 10 µm (MWCO [Molecular Weight Cut-Off] > 500 kDa) ; élimination des particules de taille > 0.1 µm ; pression transmembranaire de 0.5 - 3 bar ; élimination restreinte des COD ; élimination de certains microorganismes (bactéries, virus, protozoaires) ;
- ultrafiltration (UF) : diamètre des pores 1 - 10 nm (MWCO 1 - 500 kDa) ; élimination des macromolécules (composés organiques de poids moléculaire élevé), des virus, protozoaires et bactéries ; pression transmembranaire de 1 - 8 bar ; réduction partielle des COD ;
- nanofiltration (NF) : diamètre des pores 0.5 - 7 nm (MWCO 100 - 1'000 Da) ; élimination de molécules organiques et de certains ions (Ca^{2+} , Mg^{2+}) ; pression transmembranaire de 5 - 12 bar ; peut être utilisée pour adoucir l'eau et éliminer les sulfates et les nitrates (> 95 %), ainsi que les COD et les micropolluants ;
- osmose inverse (OI) : diamètre des pores < 1 nm (MWCO < 100 Da) ; élimination des ions (dessalement de l'eau de mer, recyclage de l'eau, etc.) ; pressions maximales de 30 - 100 bar (selon la pression osmotique).

Les membranes sont montées en modules ; les particules et les molécules retenues par les membranes finissent par colmater ces dernières (fouling, scaling), ce qui augmente la pression transmembranaire et nécessite des lavages réguliers. Les pressions transmembranaires maximales dépendent des propriétés du matériau et sont fixées par le fabricant. Les membranes doivent aussi recevoir régulièrement un traitement chimique pour être nettoyées, tel que chlore, acides, bases, H_2O_2 , détergents, etc. C'est la seule manière de conserver durablement leur perméabilité.

Difficultés

Les eaux brutes à forte teneur en matières solides favorisent l'encrassement, ce qui impose des lavages plus fréquents, d'où davantage d'énergie consommée et perte de filtrat. La fréquence des lavages peut atteindre cinq par heure lorsque l'eau brute est turbide, et leur volume se situe alors entre 5 et 15 % du filtrat. C'est un élément à prendre en compte lorsque l'offre en eau est limitée (source à débit variable, faible niveau d'eau, etc.).

Une forte charge organique (MON),

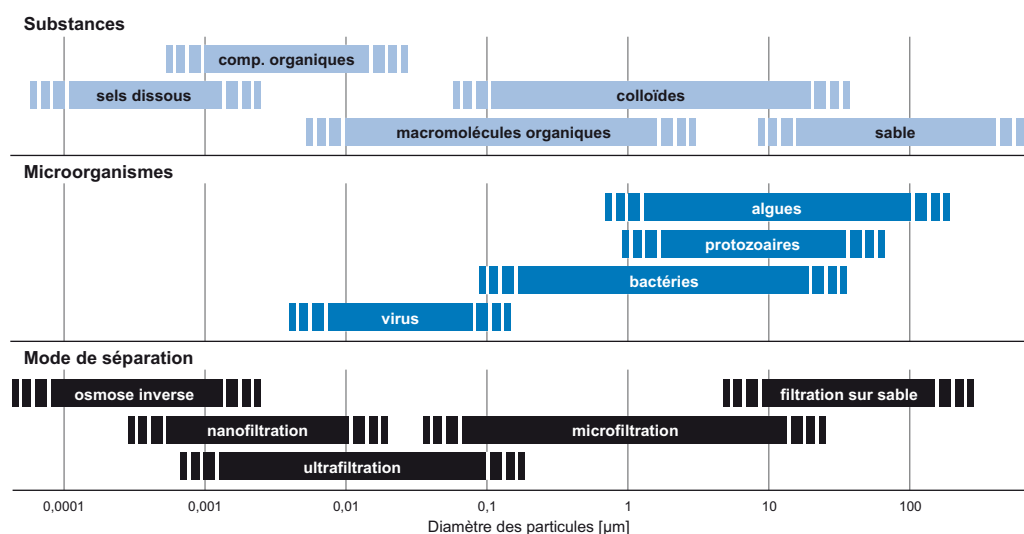


Figure 11: Procédés de séparation appliqués selon la taille particulaire. Les frontières ne sont pas précises, mais consistent en zones de chevauchement.

5. Procédés de potabilisation de l'eau

mesurée en COD, favorise le fouling. Les polysaccharides et les substances humiques sont déterminants dans ce contexte. Une forte teneur en COA expose au risque de formation d'un biofilm, donc de biofouling, avec colmatage des pores et hausse de la résistance du filtre. Le biofouling peut être limité par des nettoyages chimiques fréquents et par l'addition de désinfectant dans l'eau de lavage. Les agents oxydants peuvent endommager les membranes, selon les matériaux entrant dans la composition de ces dernières. Les solutions chlorées utilisées pour laver les membranes peuvent produire des trihalométhanes (THM) et des composés organiques halogénés (AOX), un élément qu'il faudra prendre en compte lorsque les eaux boueuses du lavage seront évacuées. Il existe d'autres moyens de prévenir le (bio)fouling, tels que limiter l'accumulation des agents colmatants à la surface de la membrane ou encore ajouter du charbon actif en poudre à l'arrivée au filtre (procédé CRISTAL).

Valeurs limites/valeurs de tolérance

En Suisse, l'OSEC fixe à 1 UTN la valeur de tolérance de la turbidité de l'eau de boisson, ce qui ne pose aucun problème en cas de filtration membranaire, quelle que soit la technique utilisée. Par ailleurs et conformément à l'OHyg, les entérocoques et *E. coli* doivent être indétectables dans 100 ml d'eau potable (traitée ou non) et les germes aérobies mésophiles ne doivent pas dépasser 20/ml dans l'eau potable traitée : là aussi, ces valeurs de tolérance ne posent pas de problème en cas de filtration membranaire, pour autant que les membranes soient intactes.

Pré/post-traitements possibles

L'ampleur du prétraitement et sa nécessité sont dictées par la qualité de l'eau brute. Celle-ci détermine aussi le débit de passage de l'eau et la fréquence des lavages. Une charge élevée et constante de matières solides peut justifier un prétraitement avant ultrafiltration, nanofiltration ou osmose inverse : il s'agira, en général, d'une floculation/filtration pour éliminer les particules à l'origine de la turbidité, et d'une correction du pH pour empêcher les précipitations sur la membrane. La microfiltration n'est pratiquement jamais utilisée dans la potabilisation de l'eau. L'ultrafiltration et la nanofiltration peuvent être placées en fin de filière de traitement, parce qu'elles retiennent intégralement les microorganismes et les virus. La présence de teneurs élevées en COA dans l'eau traitée expose celle-ci au risque de réviviscence bactérienne. Une protection du réseau peut être mise en place dans ce type de situation afin d'assurer la qualité hygiénique de l'eau. L'adjonction de charbon actif en poudre (CAP) avant la filtration membranaire peut réduire la teneur en COD et donc limiter le fouling. Ce procédé élimine également certains micropolluants, mais il augmente aussi les frais d'exploitation. Le CAP élimine mal les polysaccharides, qui contribuent aussi au colmatage des membranes. La floculation permet, selon la composition de l'eau brute, de prolonger la durée d'exploitation des filtres et d'augmenter l'efficacité des rétrolavages. La microfloculation par préozonation fournit des résultats similaires. Il faut néanmoins que l'eau arrivant au filtre ne contienne plus d'ozone, puisque celle-ci attaque souvent les membranes en polymères.

Monitoring du procédé

Mesurer la turbidité ne donne pas beaucoup d'information sur le fonctionnement d'une unité de filtration membranaire. En effet, la turbidité du filtrat est toujours si faible, que seule une mesure des particules et des paramètres d'hygiène renseigneront sur l'intégrité des membranes. Le rétrolavage se fait à intervalles réguliers. Mesurer en continu la différence de pression transmembranaire procure une sécurité supplémentaire.

Test de l'intégrité membranaire

Hormis les mesures particulières, il existe d'autres moyens de vérifier l'intégrité des membranes. Le test du maintien de la pression, ou test de diffusion, consiste à appliquer une pression d'air sur une face de la membrane et à mesurer la diminution de la pression sur un laps de temps fixé. Ce test porte donc sur la diffusion de l'air au travers de la membrane. Il est d'abord effectué sur des modules complets, puis sur les éléments individuels en cas de suspicion. Un autre test, utilisé pour déceler les défauts des membranes à fibres creuses, consiste à placer de l'eau sur un côté du filtre et à appliquer une pression d'air de l'autre. Les fibres défectueuses se distinguent par l'apparition de petites bulles d'air et sont alors remplacées. Plus sensible que le test du maintien de la pression, le test du déplacement d'eau consiste à appliquer une pression d'air sur le filtre côté filtrat et à mesurer, côté eau brute, le volume d'eau déplacé.

Produits et précautions

Lors de la mise en place d'une unité de filtration membranaire, de nombreux essais s'imposent pour établir avec précision les paramètres du dimensionnement (matériel, diamètre des pores, superficie membranaire, pression des pompes, etc.) et de l'exploitation (mode de filtration, fréquence et besoins en eau des lavages, désinfectants, etc.). Ces travaux devront tenir compte des aspects les plus contraignants de l'eau brute à traiter. Plusieurs types de membranes entrent en ligne de compte selon les objectifs définis. On distinguera, selon leur forme, les membranes tubulaires (fibres creuses, capillaires) et les membranes planes. Alors que les fibres creuses sont assemblées en faisceaux, les membranes planes sont empilées en mille-feuilles ou enroulées sur elles-mêmes en spirale. Il existe deux modes de filtration : frontale et tangentielle. Dans la filtration frontale (figure 12), l'eau brute s'écoule perpendiculairement à la membrane, au travers de laquelle elle est pressée. Les besoins énergétiques sont faibles et c'est la raison pour laquelle le mode frontal est le plus utilisé dans le domaine de l'eau potable.

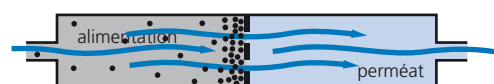


Figure 12 : Schéma d'une filtration frontale.
L'intégralité de l'eau brute passe au travers de la membrane qui retient les particules

Dans la filtration tangentielle, en revanche, l'eau brute longe la membrane et le perméat la traverse (figure 13). Le mode tangentiel est plutôt indiqué en cas de forte turbidité de l'eau brute, puisque le courant longeant continuellement la membrane emporte avec lui les résidus.

5. Procédés de potabilisation de l'eau

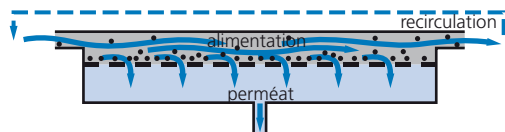


Figure 13 : Schéma d'une filtration tangentielle.
L'eau brute longe la membrane et ne traverse que partiellement la membrane par pression ou succion. Les particules sont en partie évacuées.

On distingue également la filtration sous pression de celle par succion, selon que l'eau brute est pressée de l'extérieur vers l'intérieur de la fibre creuse ou extraite de l'intérieur vers l'extérieur. Les membranes sont fabriquées à partir de polymères organiques (dérivés de cellulose, polysulfones, etc.) ou de composés inorganiques comme la céramique. Pour éviter d'endommager les membranes et pour les exploiter au mieux, il faut absolument tenir compte de leurs propriétés, notamment en termes de résistance mécanique et de stabilité chimique (agents oxydants). Ces caractéristiques membranaires sont données par le fabricant.

Désinfection/oxydation

Outre leur action biocide, les agents désinfectants réagissent aussi avec de nombreuses substances chimiques présentes dans l'eau. Ces effets tant biologiques que chimiques de la désinfection de l'eau ne peuvent être traités séparément. Seuls seront utilisés les produits et procédés explicitement autorisés, en Suisse, comme traitement de l'eau de boisson. Ils figurent dans la lettre d'information no 109 de l'OFSP (juillet 2005). On compte parmi eux le chlore (Cl_2 , HOCl), le dioxyde de chlore (ClO_2), l'eau oxygénée (H_2O_2), l'ozone (O_3), le permanganate de potassium (KMnO_4) et les UV. On distingue donc fondamentalement la désinfection chimique (O_3 , ClO_2 , etc.) et la désinfection physique (UV). Une troisième approche possible

repose sur les méthodes de séparation membranaires, telles que l'ultrafiltration ou la nanofiltration.

Désinfection

La désinfection se définit comme la destruction des microorganismes pathogènes (bactéries, virus, protozoaires) sans leur élimination physique. C'est la manière d'éviter que l'eau de boisson ne véhicule des maladies transmissibles. Dans ce contexte, la résistance de spores, ookystes et autres formes de survie de certains agents pathogènes revêt une importance croissante. Dans la préparation de l'eau potable, la désinfection est l'étape la plus fréquente, la plus importante - et parfois aussi la seule. Il peut s'agir d'une désinfection basée sur l'emploi d'agents oxydants (ozone, chlore, dioxyde de chlore, etc.) ou sur celui du rayonnement UV. Mais quel que soit le moyen utilisé, le désinfectant doit pouvoir agir par contact direct avec les microorganismes pour les détruire ou les inactiver. Ces derniers bénéficient cependant d'un abri efficace contre ce contact lorsqu'ils peuvent adhérer à des particules en suspension ou s'entourer d'un biofilm. Par conséquent, pour qu'elle soit fiable, la désinfection doit impérativement porter sur une eau claire et dénuée de particules ($< 1 \text{ UTN}$). Dans ce contexte, on notera la distinction à faire entre turbidité et transmittance. Une eau présentant une transmittance élevée peut encore contenir des taux significatifs de matières solides, ce qui signifie que sa désinfection n'est pas automatiquement assurée. L'efficacité d'un désinfectant dépend également de la capacité de résistance de l'organisme qu'il vise, de sa concentration efficace et de sa durée de contact. On l'exprime aujourd'hui par le produit $c \cdot t$, où c est la concentration du désinfectant et t est le temps de contact. Le $c \cdot t$ est une

donnée qui dépend du désinfectant, du microorganisme ciblé et du taux d'abattement voulu (p. ex. 99 %) ; il est exprimé en $\text{mg} \cdot \text{min} / \text{l}$. Par analogie, il est aussi possible de déterminer la dose nécessaire pour caractériser une désinfection au moyen de rayons ultraviolets (par multiplication de l'intensité de la radiation et de sa durée). La littérature spécialisée contient des valeurs en J / m^2 pour obtenir une réduction significative d'un germe donné. Les $c \cdot t$ établis en laboratoire doivent être utilisés avec précaution en station, puisque les organismes de l'environnement présentent souvent une autre sensibilité aux désinfectants, et notamment une plus grande résistance. Autres paramètres de l'eau dont dépendra la fiabilité d'une désinfection : son pH, sa température, ses composés inorganiques et ses COD. Les processus de désinfection dépendent très fortement de la température. Quant au pH, il détermine la

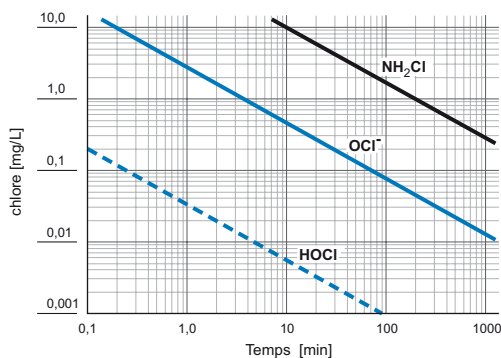


Figure 14 : Efficacité de désinfection de diverses espèces chlorées (acide hypochlorique [HOCl], hypochlorite [OCl⁻], monochloramine [NH₂Cl] pour l'inactivation d'E. coli à 99 %.

spéciation des oxydants dans l'eau. Ce point est particulièrement important en ce qui concerne le chlore, puisque celui-ci se présente aussi bien sous forme très active (HOCl) que moins active (OCl⁻) dans la fourchette de pH de l'eau potable (figure 14).

La matière organique naturelle réagit avec les agents oxydants, dont elle réduit, par conséquent, les concentrations efficaces dans l'eau. De même, certains composés anorganiques, tels que le Fe(II), le Mn(II) ou les sulfures, décomposent rapidement les désinfectants et diminuent donc la durée d'action de ces derniers dans l'eau. Puisque chaque eau à traiter présente ses propres particularités en matière de demande en produits désinfectants, on tiendra compte de ce facteur dans le calcul de la concentration effective c du désinfectant. C'est aussi la raison pour laquelle des essais doivent être menés sur l'eau brute elle-même. Dans la pratique, c'est en mesurant la concentration résiduelle du désinfectant à la sortie de l'unité (fin de la durée de réaction) que l'on peut surveiller et répartir ce dosage et juger s'il est suffisant. Autre élément fondamental pour la désinfection : les paramètres structuraux et hydrauliques du bassin et des points d'injection, puisque la durée de contact avec le désinfectant dépendra de ces paramètres. Le brassage du désinfectant doit se faire rapidement et tous les volumes d'eau successifs doivent enregistrer la même durée de séjour dans le bassin. Les unités classiques comportent plusieurs compartiments (bassins de contact interconnectés). Mais seule une cuve avec plug-flow parfait (écoulement à piston) permet théoriquement des durées de séjour identiques. Les paquets d'eau se déplacent alors en flux laminaire sans se mélanger. En pratique, c'est vers ce type d'écoulement à piston que doivent tendre les stations. Les essais en unités pilotes permettent d'optimiser les paramètres hydrauliques des bassins grâce à l'insertion de dispositifs minimisant les courts-circuits hydrauliques. L'évaluation exhaustive de la qualité hygiénique de l'eau brute ne peut se passer de tests microbiologiques. Ceux-

5. Procédés de potabilisation de l'eau

ci doivent s'étendre sur le long terme (> 1 an) et doivent inclure des périodes de mauvais temps. Les désinfectants à base de chlore se caractérisent par le fait que leur action se maintient durablement dans l'eau. C'est la raison pour laquelle seuls le chlore et le dioxyde de chlore sont utilisés pour la protection du réseau.

Oxydation

Dans le traitement de l'eau destinée à la consommation, l'oxydation sert à modifier les matières organiques et inorganiques de l'eau, ce qui permet ensuite de les en extraire, de les biodégrader ou de les détoxifier. La complexité et la diversité de la composition des eaux brutes entraînent toujours, cependant, la formation de sous-produits d'oxydation. Si certains d'entre eux sont inoffensifs et ne portent pas atteinte à la qualité de l'eau, d'autres, en revanche, deviennent toxiques ou gagnent en toxicité au travers de cette réaction. La formation de trihalométhanes (THM) résultant de la chloration en est un exemple. Un autre exemple est la transformation du bromure en bromate par ozonation. Il est donc indispensable de tenir compte des sous-produits éventuels lors du choix d'un procédé. La cinétique joue un rôle déterminant dans les réactions d'oxydation. Elle détermine la vitesse d'une réaction et la vitesse à laquelle l'agent oxydant se décompose. La concentration de celui-ci diminue généralement selon une réaction de pseudo-premier ordre. Lorsque l'agent oxydant est de type sélectif (p. ex. ozone, chlore ou dioxyde de chlore), cette vitesse de réaction dépend pour beaucoup aussi du composé oxydé (partenaire de réaction). C'est donc de la composition de l'eau brute à traiter que dépendront la durée de séjour et la durée de contact dans les unités d'oxydation. Dans le processus d'oxydation avancée

(advanced oxidation processes, AOP) la formation secondaire de radicaux OH sert à oxyder les micropolluants qui réagissent peu ou pas du tout avec les autres agents oxydants.

Chloration

But : désinfection, oxydation

Désinfection

La chloration s'utilise pour inactiver les virus et les bactéries végétatives : le $c \cdot t$ est alors $< 1 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$. En revanche, le chlore n'inactive ni les spores bactériennes ni les protozoaires (p. ex. les kystes de *Giardia lamblia* ou les ookystes de *Cryptosporidium parvum*) : on utilisera là de préférence l'ozonation, la désinfection UV ou la filtration (notamment membranaire). La turbidité doit être $< 1 \text{ UTN}$, pour que les microorganismes ne soient pas protégés du désinfectant en s'agrégeant aux particules en suspension.

Oxydation chimique des composés inorganiques

Le chlore convient à l'oxydation de certains composés chimiques à l'état réduit, tels que le Fe(II) , les nitrites, les sulfites, les sulfures, etc. Le manganèse Mn(II) ne s'oxyde que très lentement en solution homogène. L'oxydation sera alors facilitée par l'utilisation d'un filtre recouvert d'oxyde de Mn(IV) instaurant des conditions hétérogènes. Mais le chlore ne produit pas uniquement des réactions bienvenues de ce type, puisqu'il oxyde également les bromures et les iodures, ce qui entraîne parfois la formation de sous-produits bromés ou iodés. Il réagit rapidement avec l'ammonium pour produire des chloramines, dont les propriétés désinfectantes sont très inférieures à celles du chlore.

C'est la raison pour laquelle l'eau doit contenir le moins possible d'ammonium avant la chloration ; cette condition est généralement remplie par les eaux brutes en Suisse, qui en contiennent très peu. En présence d'un ratio de masse chlore : ammonium ($\text{Cl}_2 : \text{NH}_4^+$) de 6, l'action oxydante du chlore disparaît complètement (figure 15).

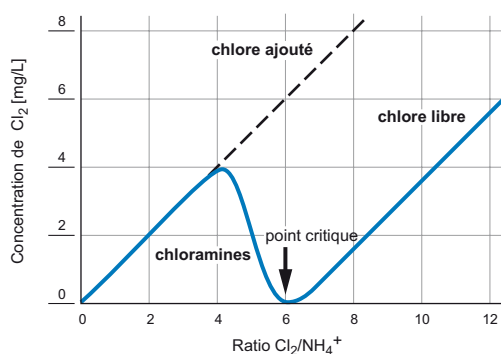


Figure 15 : Formation de chloramines en fonction de la concentration d'ammonium. L'action désinfectante disparaît lorsque le ratio des masses se situe autour de six.

Composés organiques

Le chlore ne convient pas à l'oxydation des micropolluants organiques, puisqu'il en résulte alors des produits chlorés souvent plus toxiques que les composés dont ils sont issus. Ce processus pourrait également avoir des conséquences olfactives et gustatives (en cas de chloration de phénols, par exemple).

Difficultés

L'utilisation du chlore pour la désinfection et l'oxydation est toujours liée à des réactions collatérales avec la matière organique naturelle (MON). Les conséquences sont doubles : d'une part le chlore est rapidement consommé et, d'autre part, ces réactions produisent de nombreux composés chlorés et bromés souvent toxiques. Ainsi, les problèmes liés à la chloration peuvent

débuter dès que le COD dépasse 2 mg/l. En Suisse, pour évaluer la concentration de ces toxiques produits par chloration, on prend comme indicateurs les trihalométhanes (THM) chlorés et bromés, dont on mesure la teneur. La chloration des eaux contenant de l'iode, rares en Suisse, peut également engendrer des THM iodés. Le chlore stocké (eau de Javel) voit sa teneur en chlore actif diminuer en fonction de sa concentration et de la température.

Valeurs limites/valeurs de référence

La législation suisse fixe à 0.1 mg/l la valeur de tolérance du chlore résiduel libre dans l'eau potable. Ce taux est essentiellement justifié par des raisons organoleptiques ; en effet, les consommateurs suisses acceptent très mal le goût du chlore dans l'eau. Certaines personnes peuvent même le percevoir à des concentrations plus faibles. L'OSEC fixe par ailleurs les valeurs de tolérance des hydrocarbures halogénés volatils (HHV), notamment ceux provenant de la chloration de l'eau : les THM. La valeur de tolérance des THM est de 0.02 mg/l. Il s'agit d'une somme globale calculée en chlore si l'eau a été traitée au chlore. L'OSEC fixe également une valeur limite individuelle pour chacun des quatre THM chlorés ou bromés : trichlorométhane (chloroforme, CHCl_3) : 0.04 mg/l ; bromodichlorométhane (CHCl_2Br) : 0.015 mg/l, dibromochlorométhane (CHClBr_2) : 0.1 mg/l ; bromoforme (CHBr_3) : 0.1 mg/l.

Monitoring

La concentration de chlore doit être mesurée en continu par des senseurs électrochimiques. La fourchette de mesure et le calibrage des appareils sont des éléments déterminants, qui seuls pourront garantir le bon déroulement de la chloration et la bonne qualité de l'eau qui en résulte. La limite de mesure de la

5. Procédés de potabilisation de l'eau

plupart des appareils commercialisés se situe autour de 0.05 mg/l. Des valeurs plus basses peuvent être indiquées, mais elles ne sont plus quantifiables. Le calibrage doit être refait à intervalles réguliers, selon les instructions du fabricant. Il ne peut être effectué sur une fourchette de concentration basse, vu la limite de 0.05 mg/l. La mesure photométrique la plus utilisée est la méthode DPD, qui est également commercialisée en kit.

Produits et précautions

Plusieurs formes de chlore peuvent servir au chlorage de l'eau potable : la forme gazeuse (Cl_2), la forme dissoute (hypochlorite de l'eau de Javel [OCl^-]) ou la forme solide (chlorure de chaux [CaClOCl]). L'utilisation de chlore sous forme gazeuse exige des mesures de protection particulières visant à éviter les fuites, puisque ce gaz est très agressif et corrosif. Le personnel doit être formé et les unités doivent être sécurisées conformément au règlement. La VME du chlore gazeux est de 1.5 mg/m³ (SUVA). L'utilisation du chlore n'est pas adaptée aux stations de petite taille, en raison des problèmes de manipulation que cette approche implique. Si la désinfection au chlore est choisie malgré tout, on utilisera alors de préférence l'eau de Javel, dont les solutions sont plus faciles à entreposer et à doser. Le chlorure de chaux est moins facile à doser en continu du fait de sa forme solide, mais il peut s'utiliser pour la désinfection des réservoirs par exemple. Une autre option consiste à produire le chlore sur place, par électrolyse d'une solution de sel.

Dioxyde de chlore (ClO_2)

But : désinfection, oxydation

Le dioxyde de chlore est aussi efficace pour la désinfection de l'eau que pour l'oxydation sélective de certaines substances en solution. On l'utilise souvent en Suisse en fin de filière, à la place du

chlore gazeux, avant que l'eau ne soit entreposée ou injectée dans le réseau. Le dioxyde de chlore est généralement ajouté à l'eau sous forme de solution aqueuse. Il se décompose relativement vite dans les eaux brutes à forte teneur en MON (surtout les eaux de surface). Il est décelable organoleptiquement à partir de 0.05 mg/l environ. Contrairement au chlore, la spéciation et la réactivité du dioxyde de chlore ne dépendent pas du pH ; seules quelques réactions de disproportionnement doivent être prises en compte à pH élevé ou bas.

Désinfection

Le dioxyde de chlore a de bonnes propriétés désinfectantes. Il agit efficacement contre de nombreux microorganismes courants dans l'eau, notamment les bactéries et les virus ; son efficacité est par contre moins bonne contre certains protozoaires (ookystes de *Cryptosporidium*, par exemple). Comparé à l'effet désinfectant du chlore, celui du dioxyde de chlore est meilleur à concentration égale. On utilise le produit $c \cdot t$ pour déterminer son activité. La dose nécessaire dépend beaucoup de la demande en chlore de l'eau brute. La turbidité de celle-ci doit absolument être inférieure à 1 UTN pour une désinfection fiable. Le dioxyde de chlore est particulièrement bien adapté à la protection du réseau, du fait de sa grande stabilité dans l'eau traitée.

Oxydation chimique des composés inorganiques

Le dioxyde de chlore oxyde bien le Fe(II) et le Mn(II) en les transférant sur des composés peu solubles, donc facilement séparables par filtration. Il n'oxyde pas le bromure (Br^-), donc ne produit pas de bromates ni de composés organobromés. Un autre de ses avantages face au chlore est qu'il ne réagit pas avec l'ammonium (NH_4^+) et donc qu'il n'est pas décomposé par les eaux brutes riches en NH_4^+ .

Oxydation chimique des composés organiques

Le dioxyde de chlore oxyde généralement les composés organiques par transfert d'électrons. Le radical organique ainsi formé réagit à son tour avec une molécule de dioxyde de chlore ou avec d'autres composés présents dans l'eau. Le dioxyde de chlore présente aussi l'intérêt d'oxyder de manière sélective les composés précurseurs de substances porteuses de goût et d'odeur (par exemple les phénols). Il ne produit pas de trihalométhanes (THM), contrairement au chlore. Par ailleurs, il décolore efficacement les acides humiques et fulviques.

Autres facteurs

Selon la composition de l'eau, le dioxyde de chlore pourra faciliter la floculation des agents de turbidité, donc améliorer une filtration subséquente.

Difficultés

Le dioxyde de chlore est un gaz toxique souvent produit sur place. Il est explosif à partir de 10 vol. %. Cet élément doit être pris en compte en présence de solutions aqueuses de plus de 8 g/l. Par ailleurs, les solutions de chlorite sont inflammables et peuvent réagir avec les substances organiques inflammables. Aux pH courants dans les stations de traitement de l'eau, le dioxyde de chlore se transforme essentiellement en chlorite (hémotoxique) et seulement partiellement en chlorate. Tous deux sont indésirables dans l'eau. Il est donc nécessaire de ne pas dépasser la dose de 0.4 mg ClO_2 /l pour garder le chlorite et le chlorate en deçà de

leur valeur de tolérance. Le dioxyde de chlore dégage une odeur piquante lorsque sa concentration dépasse 0.05 - 0.1 mg/l. L'oxydation de composés phénolés et humiques peut entraîner la coloration jaune de l'eau (formation de quinones et de leur sous-produits). Ce phénomène survient en cas d'oxydation incomplète d'eaux brutes généralement riches en substances humiques. Il peut être évité en déterminant précisément le dosage de ces dernières ou en réalisant une préoxydation. Autres sous-produits des réactions du ClO_2 avec la MON : les composés oxygénés de types aldéhydes et cétones, qui peuvent provoquer une hausse des COA.

Pré/post-traitements possibles

Tous les prétraitements peuvent être mis en œuvre, selon la composition de l'eau brute. La préoxydation (chloration, ozonation) augmente notablement la durée de vie du dioxyde de chlore. En cas d'ozonation préalable sans filtration subséquente, on prendra garde au fait que le dioxyde de chlore et le chlorite s'oxydent en chlorate au contact de l'ozone. Si le dioxyde de chlore parvient aux filtres de charbon actif, il y est réduit en chlorite. En milieu aérobie, le chlorite et le chlorate ne sont pas transformés plus avant dans ces filtres.

Valeurs limites/valeurs de référence

Pour des raisons organoleptiques, l'OSEC fixe à 0.05 mg/l la valeur de tolérance du dioxyde de chlore dans l'eau potable. Cette valeur est fixée à 0.2 mg/l pour le chlorate (ClO_3^-) et pour le chlorite (ClO_2^-) issus du traitement de l'eau.

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Monitoring du procédé

Injecter la solution de dioxyde de chlore à la dose correcte impose de mesurer en continu le débit de l'eau. Dans l'eau traitée aussi, les concentrations du chlore et du dioxyde de chlore doivent être mesurées en continu, ce qui peut se faire au moyen de senseurs électrochimiques. On pourra ainsi vérifier, d'une part, si les valeurs de tolérance sont respectées et, d'autre part, si le dioxyde de chlore a été ajouté au bon dosage. Si l'eau brute présente une turbidité > 1 UTN, elle doit être prétraitée avant toute désinfection.

Produits et précautions

Tous les produits chimiques nécessaires à la production du dioxyde de chlore sont dangereux. Les règles de sécurité doivent être respectées. Le dioxyde de chlore est généralement produit sur place à partir du chlorite de sodium. Il existe essentiellement deux réactions possibles. La première est le procédé chlorite/chlore, dans lequel le chlorite est oxydé par le chlore pour fournir le dioxyde de chlore ; lorsque de l'acide est ajouté dans la réaction, on parle de procédé à trois composantes. Dans le deuxième procédé, acide/chlorite, le chlorite se transforme à pH acide en dioxyde de chlore et chlorure (Cl^-) par disproportion. En raison du risque d'explosion, l'acide (HCl) ne doit pas entrer en contact direct avec la solution de chlorite de sodium. Les réservoirs d'entreposage des solutions de dioxyde de chlore doivent toujours être munis d'aérateurs et d'évents. La VME du dioxyde de chlore gazeux est de 0.3 mg/m^3 .

Ozonation

But : désinfection, oxydation

L'ozone convient bien à la préoxydation et/ou à la désinfection primaire après prétraitement d'élimination des particules et de la turbidité. On ne l'utilise

en général qu'associé à d'autres traitements, notamment la filtration lente sur sable, la filtration rapide ou encore le charbon actif. L'ozone est peu soluble dans l'eau ; il y est par ailleurs instable et se dissocie en formant des radicaux libres $\text{OH}^\bullet$. Cette particularité est exploitée dans les procédés d'oxydation avancée (AOP). L'ozone ne convient pas à la protection du réseau en raison de sa courte demi-vie.

Désinfection

L'ozone est un désinfectant efficace ; il détruit les bactéries et les virus (polio, rotavirus, etc.) et certains protozoaires (Giardia, Cryptosporidium, etc.). La destruction de Cryptosporidium exige néanmoins des valeurs $c \cdot t$ suffisamment élevées, qui doivent tenir compte des maxima autorisés (valeur de tolérance de l'ozone : 0.05 mg/l). Les excédents d'ozone peuvent être éliminés sur charbon actif, par exemple. Pour que la désinfection soit efficace, elle doit se faire en quasi absence de turbidité (< 1 UTN). Le pouvoir désinfectant est évalué par le paramètre $c \cdot t$ (concentration c multipliée par durée de contact moyenne t).

Oxydation chimique des composés inorganiques

L'oxydation des composés inorganiques se fait soit directement par O_3 (sélective), soit par la formation secondaire de radicaux $\text{OH}^\bullet$ (non sélective). L'ozone oxyde rapidement et directement les polluants inorganiques tels que le fer, le manganèse, les cyanures, les sulfures ou l'arsenic. L'oxydation des sulfures en sulfates retire l'odeur d'œuf pourri. En présence d'eau brute contenant du brome, l'oxydation du bromure produit de l'acide hypobromeux (HOBr/BrO^-), qui peut réagir pour donner des bromates indésirables, ainsi que des composés organobromés.

Dans ce contexte, l'usage proportionné d'ozone ne pose pas de problèmes de bromates en Suisse, puisque les teneurs en bromure des eaux brutes se situent entre 10 et 20 µg/l. Une ozonation bien maîtrisée permet de rester en deçà de la valeur de tolérance du bromate, 10 µg/l, lorsque les concentrations de bromure de l'eau brute sont inférieures à 50 µg/l.

Oxydation chimique des composés organiques

La réaction de l'ozone avec la matière organique naturelle (MON) dissoute, mesurée en COD, donne, par oxydation partielle, des composés polaires de poids moléculaire plus faible (aldéhydes, cétones, acides organiques, etc.). Ces composés organiques assimilables (COA) sont plus facilement biodégradables que leurs précurseurs, mais par contre moins bien retenus par les filtres à charbon actif. Seule une étape de traitement biologique du type charbon actif biologique ou filtration lente sur sable peut parvenir à les diminuer efficacement. L'ozonation ne doit donc pas intervenir en fin de filière de traitement. L'ozonation permet par ailleurs d'éliminer la couleur, l'odeur et le goût de l'eau. Il génère peu de sous-produits. La chloration subséquente (protection du réseau) produira moins de composés organochlorés qu'après chloration directe.

Autres facteurs

Les fortes teneurs en MON accélèrent la dissociation spontanée de l'ozone. Inversement, l'ozone est stabilisé par les fortes teneurs en HCO_3^- des eaux très dures de nappe ou de source. L'ozone favorise la microfloculation lorsqu'il est faiblement dosé (0.2 - 0.5 mg O_3 /mg COD).

Cet effet peut être exploité dans le but d'augmenter l'efficacité d'une filtration ou d'une sédimentation. Toutefois l'effet contraire peut se produire en cas de doses d'ozone trop élevées (0.5 - 2.0 mg O_3 /mg COD). Des essais permettront d'établir la dose optimale d'ozone.

Difficultés

L'ozone est un gaz nocif et explosif à haute concentration (> 9.5 vol. %). Sa stabilité dans l'eau dépend beaucoup du pH et de la teneur en COD, ce qui peut compliquer son dosage en présence d'eaux brutes mélangées (de lac et de source, par exemple) ou de qualité très variable (source karstique). Son dosage sera donc guidé par la mesure de sa concentration résiduelle en sortie de cuve.

La production d'ozone consomme de l'énergie : 12 - 18 kWh/kg d' O_3 à partir de l'air et 6 - 10 kWh/kg à partir de l' O_2 . Lorsque l'ozone est produit à partir de l'air, la réaction génère des oxydes d'azote qui se transforment en acide nitrique (HNO_3) au contact de l'eau. Or, il est nécessaire de limiter la concentration d'acide nitrique pour prévenir la corrosion du système. A cet effet, l'air utilisé dans la production de l'ozone est desséché. Les oxydes d'azote et l'ozone résiduel doivent être détruits dans l'évacuation d'air.

Pré/post-traitements possibles

L'ozonation est généralement réalisée en début de filière (préozonation) ou au milieu (ozonation intermédiaire). La préozonation vise la désinfection et la microfloculation. Le fait que la dissociation spontanée de l' O_3 soit captée par la MON est un phénomène bienvenu, puisqu'il favorise les étapes subséquentes de désinfection chimique.

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Par ailleurs, cette oxydation des MON produit des composés qui sont biodégradables et donc éliminés notamment par les filtres biologiques (diminution des COA). En présence d'une eau brute turbide, le bon contrôle de la désinfection exigera l'élimination préalable des particules par floculation/sédimentation, filtration, etc. Les filtres à charbon actif permettent d'éliminer les restes d'ozone, qu'ils reconvertissent en oxygène.

Valeurs limites/valeurs de référence

L'OSEC fixe à 0.05 mg/l la valeur de tolérance de l'ozone. La réaction de l'ozone et des radicaux libres OH avec le bromure peut entraîner la formation indésirable de bromate. La valeur de tolérance de ce dernier est de 0.01 mg/l. La synthèse de l'ozone à partir de l'air s'accompagne d'une production d'acide nitrique, qui, lorsqu'il est dissous dans l'eau, augmente la concentration de nitrate. Par conséquent, en présence d'une eau brute riche en nitrate, on s'assurera que celui-ci demeure en deçà de sa valeur de tolérance de 40 mg/l NO_3^- .

Monitoring

Le monitoring de l'unité d'ozonation impose la mesure continue de la concentration d'ozone dissous. Cette mesure se fait par ampérométrie. L'ozone résiduel à la sortie de l'unité doit être en concentration suffisamment élevée pour attester de l'effet désinfectant. A titre d'exemple, on appliquera pour inactiver les cryptosporidies la valeur $c \cdot t$ de 5-10 min*mg/l, soit 1 mg d' O_3 /l mesuré à la sortie de l'unité pour un temps d'écoulement de 10 min. Il existe également des procédés photométriques permettant de mesurer l' O_3 sur prélèvement d'eau (p. ex. la

méthode à l'indigo, cf. ci-dessous). On les utilise aussi pour calibrer les sondes ampérométriques.

Produits et précautions

L'ozone est produit par émission d'un effluve électrique, qui consiste à soumettre à une décharge électrique un flux d'air sec ou d'oxygène pur. Cette production se fait directement sur place. Les systèmes de dissolution de l'ozone sont bien sûr essentiels : il peut s'agir d'injecteurs, de diffuseurs ou de mélangeurs statiques. Les restes d'ozone de l'effluent gazeux sont détruits par catalyse ou par chaleur. L'ozone gazeux peut exploser au contact de matières organiques (charbon actif, graisses, caoutchouc, etc.) La VME de l'ozone est de 0.2 mg/m³ (SUVA). Du fait de sa production et de sa manipulation relativement complexes, l'ozone convient mieux aux grandes stations de pompage

Ultraviolets

But : désinfection, oxydation

Si les rayons UV constituent en tout premier lieu un mode de désinfection, ils détruisent aussi, selon leur dose, certains micropolluants. On peut également les combiner avec l'eau oxygénée (H_2O_2) pour oxyder d'autres substances contenues dans l'eau. Ils peuvent aussi s'utiliser sans autre traitement si la composition de l'eau brute le permet : en cas, par exemple, d'eau de nappe ou de source de très bonne qualité. Les UV endommagent le code génétique (ADN ou ARN) des microorganismes, d'où perturbations métaboliques et perte de leur aptitude à proliférer. Le rayonnement est faiblement énergétique et ne produit pas de modification photochimique significative des MON.

La dose UV est le facteur déterminant pour caractériser la capacité de désinfection. La SSIGE exige une dose UV minimale de 400 J/m². Cette puissance est liée à quatre facteurs déterminants : à savoir le débit de l'eau (qui détermine le temps d'exposition), les conditions hydrauliques dans la chambre de rayonnement, la transmittance UV de l'eau à traiter et la puissance mesurée par un capteur UV standardisé dans la chambre de rayonnement. La puissance de traitement est influencée par la capacité nominale de l'installation, l'âge de la lampe, l'éventuelle formation d'un dépôt sur le tube, ainsi que par la transmittance de l'eau. La turbidité de l'eau brute ne doit pas dépasser 1 UTN (ou mieux : 0.3 UTN). Contrairement au chlore et au dioxyde de chlore, la désinfection par UV détruit efficacement les agents pathogènes tels que *Cryptosporidium*, *Giardia*, les amibes, etc., avec un taux d'abattement atteignant 4 logs. Mais le principal avantage des UV réside dans le fait qu'ils ne génèrent pratiquement aucun sous-produit et n'utilisent aucun produit chimique. Par ailleurs ils n'ajoutent pas d'odeur ni de goût à l'eau. En revanche, les UV ne protègent pas le réseau de distribution : pour prévenir la recroissance bactérienne, il faudra soit une eau biologiquement stable, soit une protection du réseau par addition de chlore ou de dioxyde de chlore.

Problèmes

Pour que la désinfection soit efficace, les UV doivent agir directement sur les microorganismes. Ces derniers sont donc susceptibles d'être protégés s'ils sont fixés ou agrégés à des particules en suspension (effet de bouclier). C'est la raison pour laquelle la turbidité de l'eau doit être la plus faible possible (< 1 UTN) avant irradiation UV. On constate, en pratique, que les unités disposant de rayonnement à forte intensité (> 400 J/m²) acceptent parfois de l'eau relativement trouble, car les capteurs UV contrôlant le processus (me-

sure de la transmittance) valident les valeurs mesurées. Or, des microorganismes vivants peuvent se trouver protégés par les particules et accéder, de ce fait, au réseau d'eau potable. Voilà pourquoi la turbidité devrait être mesurée systématiquement en amont de l'unité UV, surtout si l'eau brute est de qualité très variable (eau karstique, par ex.). L'intensité du rayonnement émis par les lampes UV diminue progressivement du fait du vieillissement de celles-ci et de dépôts sur les manchons. Il est donc nécessaire de procéder à leur nettoyage régulier et de changer les lampes à temps. Lorsque le rayonnement est de longueur d'onde inférieure à 235 nm, les fortes concentrations de nitrate donnent du nitrite. Ce dernier est toxique pour le sang et donc indésirable dans l'eau de boisson. Ce phénomène peut être évité en recourant à des tubes filtrant les fréquences inférieures à 235 nm.

Réacteur UV

Les paramètres hydrauliques jouent un rôle déterminant dans les procédés UV. Les lampes sont contenues dans un manchon de quartz et peuvent être disposées perpendiculairement ou en parallèle au courant. L'eau et les substances qu'elle renferme absorbent davantage le rayonnement UV que le rayonnement visible. Les lampes doivent donc être disposées de manière relativement dense. La couche d'eau irradiée ne mesure que quelques centimètres d'épaisseur (max. 50 cm). Les paramètres hydrauliques (turbulence, prévention des courts circuits, etc.) doivent autoriser une durée d'exposition suffisamment longue et le passage de chaque microorganisme dans le champ d'action des lampes. La géométrie du réacteur est généralement dictée par le fabricant. Celui-ci doit également attester de l'efficacité de l'installation en produisant des mesures biodosimétriques. En termes de certification des installations UV, deux normes sont reconnues par la SSIGE : l'Ö-Norm M5873 et la DVGW W294.

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Pré/post-traitements possibles

C'est selon le degré de pollution de l'eau qu'il faudra éliminer les particules/ la turbidité avant désinfection UV. Aucun prétraitement n'est requis si la turbidité ne dépasse pas 1 UTN et si la pollution microbiologique est faible - conditions que remplissent généralement les eaux de nappe et de source. Par contre, l'élimination des particules sera souvent nécessaire s'il s'agit d'une eau de surface et toutes les méthodes seront alors envisageables : filtration rapide, filtration lente sur sable ou filtration membranaire.

Valeurs limites/valeurs de référence

La concentration de nitrite doit être surveillée si l'eau brute est riche en nitrate. L'OSEC fixe à 0.1 mg/l la valeur de tolérance du nitrite et à 40 mg/l celle du nitrate. La valeur de tolérance des matières en suspension (turbidité) est de 1.0 UTN.

Monitoring du procédé

L'efficacité de désinfection d'une installation se contrôle par le débit maximal, par la transmittance et par la dose d'UV. Des tests de biodosimétrie, effectués par des experts qualifiés, permettent de quantifier ces paramètres. L'autorisation d'exploiter l'unité dépend de ces résultats ; ils font partie des éléments sur lesquels se fonde l'autorisation d'exploiter. L'unité doit dispenser, selon la SSIGE, d'une dose d'énergie d'au moins 400 J/m² (fluence). La surveillance se fait en continu par le biais de capteurs UV vérifiant la présence de la dose minimale. Dans les installations à lampes multiples, il est rarement possible d'asservir un capteur à chaque lampe. Le fonctionnement des lampes est donc surveillé par le biais de l'énergie emmagasinée.

Par ailleurs la durée de fonctionnement et le nombre de cycles d'arrêt/allumage doivent être consignés. La durée de fonctionnement affecte principalement les performances des lampes à faible pression. La durée d'exploitation de celles-ci est de 4000 à 10 000 heures ; celle des lampes à moyenne pression se situe autour de 10 000 heures (une description des types de lampes figure ci-dessous à la section Produits et précautions).

La durée minimale du séjour de l'eau dans le réacteur est réglée par le débit. Cependant, les anciennes installations ne permettent pas toujours d'optimiser celui-ci. Par ailleurs, certaines installations ne disposent pas d'un contrôle automatique de la turbidité, ce qui peut entraîner la présence d'impuretés dans l'eau de boisson, surtout si celle-ci provient d'une eau de source à fortes variations de débit et de turbidité.

Test biodosimétrique

Le test biodosimétrique se base sur la sensibilité - en laboratoire - des spores de *Bacillus subtilis* à des doses données d'UV (durée * intensité du rayonnement). Il est réalisé aux fins de certification ou de vérification des performances des installations UV. Pour ce faire, on introduit en amont de l'unité UV des spores de *B. subtilis* à la concentration de 3 x 10³/ ml. Après brassage sur écoulement constant, on prélève cinq échantillons au moins en aval de l'unité UV, les prélèvements étant espacés d'une minute chacun. Les échantillons sont ensuite incubés sur plaques à 37°C pendant 24 h. On trace alors une courbe d'inactivation basée sur la réduction des spores de *B. subtilis* actifs (log(N/N₀)) en fonction de l'intensité du rayonnement dans le réacteur.

Les valeurs établies par ce biais sont toujours valables pour une combinaison précise de débit (durée d'exposition) et de transmittance. Ces tests peuvent être affinés en modifiant deux types de paramètres. D'une part, on réduit la transmittance de l'eau en y ajoutant du sulfonate de lignine, mais on maintient l'émission d'UV à son maximum (conditions d'émission et d'absorption élevées). D'autre part, on réduit l'émission d'UV à 70 % (ou moins) du maximum, dans de l'eau aux conditions de transmittance naturelles (conditions d'émission et d'absorption faibles). L'évaluation déterminante est celle reposant sur le moins bon résultat.

Produits et précautions

La désinfection UV de l'eau de boisson utilise des lampes à faible ou moyenne pression. Les lampes à moyenne pression émettent à 200 - 300 nm et consomment relativement beaucoup d'énergie : 100 W par cm de rayonnement. La température à la paroi est de 90°C environ. Leurs avantages résident dans leur très forte intensité et dans la simplicité et la rapidité de leur réglage. Ce type de lampes convient surtout aux installations à gros débits. Les lampes à basse pression émettent à 253.7 nm et consomment 0.5 - 3 W/cm avec des températures de 50 - 90°C. L'unité UV doit être adaptée à la qualité de l'eau à traiter. La baisse de performance du rayonnement doit être surveillée et les lampes doivent être changées à temps. Toutes les lampes doivent essentiellement présenter la même durée d'utilisation. Prendre garde au fait que les lampes, une fois allumées, ont besoin de quelques minutes pour déployer leur pleine puissance : 3 - 6 min pour les lampes à moyenne pression, 15 - 30 min pour

celles à basse pression. La planification des installations UV doit également prévoir l'élimination des lampes défectueuses ou périmées : elles contiennent de grandes quantités de mercure liquide ou lié.

Traitement extensif

Certaines impuretés de l'eau brute ne peuvent être éliminées par filtration et par oxydation seules. Un traitement supplémentaire est alors requis : il devra toujours cibler certaines substances/paramètres spécifiques et sera conçu à cet effet bien précis. Ces traitements seront tout particulièrement nécessaires pour assurer les critères de qualité des eaux brutes fortement polluées par l'homme. Chaque procédé décrit ci-dessous doit être considéré comme une étape intégrée dans une filière de traitements multiples. De manière générale, aucun d'eux n'est utilisé seul.

Charbon actif

But : adsorption, filtration

Le charbon actif sert surtout à éliminer les traces de composés organiques dissous lourds ou difficilement dégradables (pesticides, molécules odorantes ou sapides, hydrocarbures chlorés, etc.). On l'utilise également comme protection contre les irrupsions soudaines d'impuretés. Les molécules adsorbant le mieux au charbon actif ont

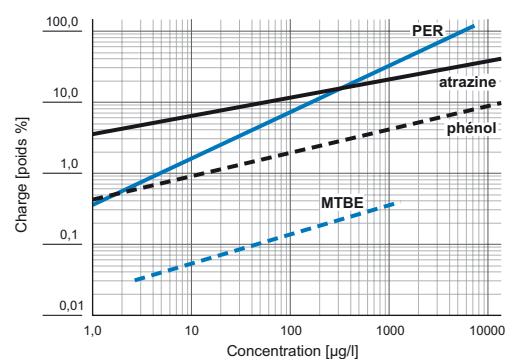


Figure 16: Isotherme d'adsorption de certains composés organiques à du charbon actif frais non chargé, sans présence concurrente de MON.

5. Procédés de potabilisation de l'eau

une polarité nulle ou faible (figure 16), sont peu solubles dans l'eau ou présentent un fort coefficient de partage octanol/eau (k_{oe}). On utilise également le charbon actif pour éliminer les résidus d'agents oxydants et désinfectants, et comme support de croissance des microorganismes servant à la biodégradation des composés organiques assimilables (COA). Dans ce dernier cas, trois à neuf mois sont nécessaires à l'insaturation de l'activité biologique. Cette biodégradation est souhaitable dans la mesure où elle décompose les nutriments des microorganismes et diminue donc le risque de recroissance dans le réseau de distribution. L'élimination de la matière organique naturelle (MON) atteint initialement 90 % (charbon actif frais), mais diminue rapidement pour se situer autour de 30 % après 3 à 6 mois en l'absence d'autre adsorbant (biodégradation). Si le charbon actif n'est utilisé que pour éliminer les micropolluants, la durée de vie des filtres n'est que de quelques mois à une année. Cette longévité réduite est essentiellement due à la concurrence - donc à la saturation - des sites d'adsorption du charbon et au colmatage des pores par les MON. Les matériaux filtrés s'accumulent sur le lit de charbon, ce qui s'accompagne d'une perte de pression continue et d'un risque de percée. Les filtres doivent donc être nettoyés régulièrement : plusieurs fois par semaine en cas de forte turbidité, mensuellement en cas de turbidité faible. Le charbon actif granulaire (grains de 1 - 3 mm) s'utilise soit dans un lit de filtration soit dans des colonnes d'adsorption. Le charbon actif existe également sous forme de poudre (CAP), auquel cas il est ajouté dans l'eau pour le traitement puis éliminé par sédimentation ou par filtration membranaire (procédé Cristal).

L'emploi du CAP se justifie surtout lorsqu'il s'agit de remédier à un problème passager ou périodique, comme par exemple les problèmes saisonniers de goût et d'odeur. Lorsqu'il dispose de réserves d'adsorption suffisantes, le charbon actif garantit une qualité d'eau constante, même en cas d'alimentation fluctuante.

Difficultés

L'arrivée d'une eau à forte teneur en MON diminue notablement la capacité du charbon actif à adsorber les impuretés organiques, parce que celles-ci concourent avec les MON pour les mêmes sites d'adsorption sur le charbon actif. Le choix du charbon actif peut quelque peu remédier à ce problème. Du fait de sa capacité d'adsorption limitée, le charbon actif doit être régénéré lorsqu'il est saturé. Il est alors retiré des filtres et sa réactivation est effectuée par le fabricant dans des fours spéciaux. Cette réactivation s'accompagne d'une perte de masse de 10 % qui sera remplacée par du matériau frais. Des pertes significatives sont dues à l'abrasion, soit lors du fonctionnement normal des colonnes d'adsorption soit lors des lavages des filtres à lit. Les abrasions continues peuvent contaminer le filtrat. Il n'est pas possible de connaître à l'avance le profil d'adsorption d'un charbon actif en regard d'une eau brute spécifique, notamment quelles substances contenues dans cette eau vont concourir pour les sites d'adsorption. C'est la raison pour laquelle de nombreux essais doivent être préalablement effectués en unité pilote. C'est seulement par ce biais qu'il sera possible de connaître la capacité d'adsorption de chaque substance à retirer de l'eau brute et d'organiser l'installation en vue des besoins spécifiques.

Pré/post-traitements possibles

Du point de vue économique, il est préférable de réduire les taux de particules et de certaines matières organiques avant filtration sur charbon actif. La pré-ozonation oxyde une partie de la MON en COA. L'emploi de CAP doit, quant à lui, être suivi d'une sédimentation ou d'une filtration membranaire, cette dernière constituant une alternative plus moderne. Cependant le charbon actif est souvent ajouté au matériau filtrant dans le cadre des procédés de filtration sur lit. La diminution des COD et des microorganismes est encore plus importante lorsque l'on fait suivre cette étape par une filtration lente ou membranaire. L'activité biologique peut essaimer certains microorganismes dans l'eau potable (les *Pseudomonas* en particulier). C'est ce qui justifie la désinfection ou la filtration membranaire (UF, NF ou OI) après l'étape du charbon actif.

Monitoring du procédé

Surveiller le degré de saturation du charbon actif par les polluants exige de mesurer la teneur de certains d'entre eux (pesticides, hydrocarbures, cyanotoxines, etc.) dans l'eau brute et dans le filtrat. Passé un seuil prédéfini, le charbon actif devra être régénéré. La lente augmentation des polluants dans le filtrat suit une courbe appelée « courbe de percée » qui correspond à la saturation du charbon actif. Un rétrolavage est nécessaire lorsque le colmatage du filtre entraîne une perte de pression critique.

La fréquence des rétrolavages dépend de la qualité de l'eau brute ; elle peut s'échelonner d'une fois par jour à une

fois par mois. L'élimination de la MON est mesurée par absorption UV (CAS_{254'}, cf. ci-dessous).

Produits et précautions

Le charbon actif est un matériau poreux, formé de paillettes de graphite présentant une surface interne très importante (600 - 1500 m²/g de charbon actif). Il est fabriqué par traitement thermique sous vide de houille, de tourbe, de coque de noix de coco ou encore de bois. Les produits diffèrent beaucoup en termes de propriétés et doivent donc être testés avec l'eau pure à traiter. A titre d'exemple, éliminer des substances de poids moléculaire élevé demandera un charbon actif à forte proportion de pores de grande taille. Voilà pourquoi seuls des essais pilotes reproduisant le plus fidèlement possible les conditions de la future installation (types d'unités, composition de l'eau, etc.) seront en mesure de fournir des informations précises sur les performances des différents produits. La durée de contact de l'eau et du charbon actif est habituellement de 5 - 20 minutes. L'emploi de filtres à composante biologique s'accompagne d'un risque de percée de microorganismes et donc de recroissance dans le réseau : c'est un risque à prendre en compte. L'ozone gazeux étant très réactif, son contact avec le charbon actif sec peut provoquer des réactions violentes, parfois même explosives. Il suffit néanmoins de respecter les consignes de sécurité pour éviter ce type de problème.

Echange d'ions

But : adoucissement, dessalement, élimination du nitrate et des métaux lourds.

En Suisse, l'échange d'ions s'emploie plutôt dans la sphère domestique et pratiquement jamais dans les stations de traitement communales.

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Lorsqu'une station utilise l'échange d'ions, c'est essentiellement pour adoucir l'eau et en retirer le nitrate (NO_3^-) et les acides humiques. L'adoucissement de l'eau repose sur l'élimination du Ca_2^{+} et du Mg_2^{+} en échange d'ions sodium (Na^+). Les ions libérés dans l'échange (Na^+ , H^+ , OH^- , Cl^- , etc.) demeurent dans l'eau traitée. L'échange d'ions se limite à une zone dans laquelle s'établit un front de concentration (figure 17). La colonne doit donc être plus haute que cette zone pour éviter qu'une fuite ionique ne se produise d'emblée. Le volume d'eau traité est exprimé en volume de lit (VL), où $\text{VL} = 1 \text{ m}^3$ de liquide/ m^3 de résine. Le débit se situe habituellement entre 20 et 40 VL/h (~10 - 30 m/h). La résine doit être régénérée lorsque sa capacité d'échange est épuisée. Plusieurs types de produits peuvent être utilisés à cet effet : les plus fréquents sont le chlorure de sodium NaCl , l'acide chlorhydrique HCl , l'acide sulfurique H_2SO_4 ou l'hydroxyde de sodium NaOH . Les besoins en régénérant représentent 1.5 à 5 fois la capacité d'échange de la résine. L'échange d'ions peut provoquer une variation significative du volume du lit de filtration (jusqu'à 30 %).

Difficultés

Régénérer à 100 % un échangeur d'ions n'est pas envisageable pour des raisons économiques. La capacité de régénération diminue à chaque cycle régénératif, les ions échangés demeurant peu à peu captifs de la résine. L'utilisation de résines régénérées s'accompagne d'une fuite d'ions à échanger dans l'eau purifiée, soit parce que l'échange ne se produit pas, soit parce que la résine ne retient plus les ions échangés. Ce phénomène est d'autant

plus important que la teneur de l'ion à échanger est élevée dans l'eau brute. Le sulfate concurrence le nitrate pour les sites d'adsorption et diminue donc l'élimination de ce dernier. La résine peut être le siège d'une prolifération de microorganismes capables d'augmenter la teneur en germes de l'eau traitée ou d'affecter son goût. Par ailleurs, du nitrite peut se former en conditions anaérobies. La solution éluee lors de la régénération devra être éliminée séparément, ce qui constitue une consommation d'eau supplémentaire. L'adoucissement de l'eau procède en général par échange de sodium contre calcium et magnésium (2 mM de Na^+ ajoutés [~40 mg/l] contre 1 mM de Ca^{2+} retiré). Or le sodium augmente la pression artérielle et favorise l'insuffisance rénale. Il affecte aussi le goût de l'eau à partir de 200 mg/l.

Pré/post-traitements éventuels

L'eau arrivant à l'échangeur d'ions ne doit pas contenir de matières en suspension ni de précipité. Elle sera préalablement traitée selon sa composition (floculation, précipitation, filtration), l'échangeur d'ions se situant le plus souvent en fin de filière. L'échange d'ions n'a pas pour effet d'améliorer les paramètres hygiéniques. Par contre, l'implantation d'une activité biologique dans la résine peut induire une recroissance bactériologique dans l'eau potable. Par conséquent, si un échangeur d'ions fait partie de la chaîne de traitements, il sera toujours suivi d'une étape de désinfection avec protection du réseau.

Valeurs limites/valeurs de référence

L'OSEC fixe la valeur de tolérance du nitrate à 40 mg/l et celle du nitrite à 0.1 mg/l. Le MSDA recommande une teneur en sodium et en chlorure de moins de 20 mg/l.

Monitoring du procédé

Détecter à temps la saturation de l'échangeur impose de mesurer la concentration des ions à échanger (Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , etc.) à la sortie de l'échangeur. Le taux de saturation est ensuite obtenu par le biais d'une courbe de percée. Maintenir constante la qualité de l'eau implique de régénérer l'échangeur avant toute percée. Si l'échange d'ions vise le nitrate, il peut être judicieux de contrôler aussi la teneur en nitrite.

Produits et précautions

On utilisera un échangeur cationique ou anionique selon la charge des ions échangés (figure 18). Il existe également des échangeurs amphotères d'anions et de cations. Les échangeurs peuvent être d'origine naturelle,

composés alors de matériaux de type silicates d'aluminium tels que zéolithe ou montmorillonite (échangeurs cationiques) ; il peut s'agir également de résines synthétiques de type polymères d'hydrocarbures (polystyrène, etc.). Le type et la charge de ses ions fixes déterminent le comportement de l'échangeur.

Les matériaux utilisés doivent être explicitement agréés pour le traitement de l'eau destinée à la consommation, afin de garantir qu'aucune substance nocive n'est relâchée dans l'eau. La taille des grains est généralement de 0.3 - 1.5 mm.

Les échangeurs se présentent le plus souvent sous forme de colonnes (lit fixe), mais il existe également des procédés sur lit mobile (procédé continu à contre-courant). L'avantage des colonnes réside dans le bon rendement de leur capacité d'échange et donc dans l'abattement élevé des ions à éliminer. Les grains de résine peuvent être munis d'un noyau dense afin d'améliorer leurs performances (MIEX, p. ex.). Le dessalement de l'eau procède par

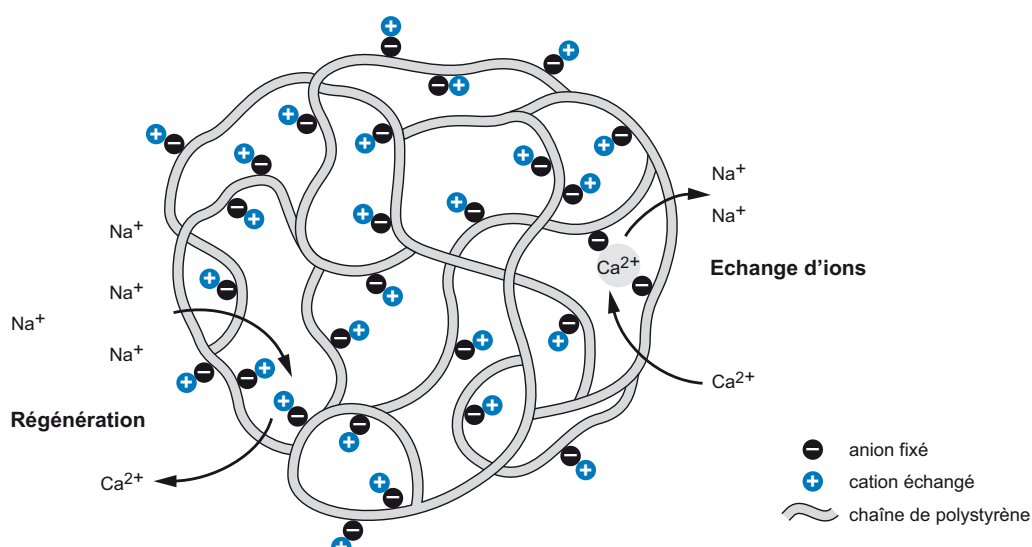


Figure 17 : Echange de cations schématisé au niveau d'un grain de résine (purification et régénération).

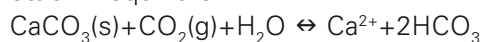
5. Procédés de potabilisation de l'eau

un échange cationique (type H^+) suivi d'un échange anionique (type OH^-) en série. Autre possibilité : les procédés à lit mixte dans lesquels les deux résines sont mélangées.

Désacidification/adoucissement/décarbonisation

But : instauration de l'équilibre calcaire-acide carbonique

Dans le traitement de l'eau, les processus de désacidification, d'adoucissement et de décarbonatation servent à établir l'équilibre :



En présence du dioxyde de carbone dissous dans l'eau, le calcaire se dissout en calcium et en acide carbonique. Mais un excédent d'acide dans l'eau favorise la corrosion des installations et du réseau. Il en résulte une réduction de leur durée de vie et, en présence de conduites en cuivre ou en acier zingué, des piqûres de corrosion et une hausse de métaux lourds dans l'eau de boisson. On évite ce problème en créant une légère sursaturation de calcaire à pH neutre, ce qui produira une fine couche de protection dans les canalisations. L'excédent d'acide dans l'eau brute peut être neutralisé de plusieurs manières :

- filtration sur carbonate de calcium ou sur matériaux dolomitiques, ce qui dissout le calcaire (consommation d'acide) et équilibre le pH ;
- extraction du dioxyde de carbone par ventilation de l'eau brute ;
- désacidification par addition de soude (Na_2CO_3) ou d'hydroxydes ($NaOH$, $Ca(OH)_2$), qui rehaussent le pH et le neutralisent.

Si, par contre, l'eau est sursaturée en Ca^{2+} et en CO_3^{2-} , le calcaire tend alors à se détacher pour s'incruster ou boucher les canalisations. Pour réduire les concentrations des ions responsables de la dureté de l'eau, on peut procéder de plusieurs manières :

- par une résine d'échange du Ca^{2+} et du Mg^{2+} contre Na^+ ou H^+ ;
- par précipitation du calcium par sursaturation de calcaire, en ajoutant de la soude (Na_2CO_3), de la chaux vive ou éteinte (CaO ou $Ca(OH)_2$) ou de la soude caustique ($NaOH$) ;
- par nanofiltration ou osmose inverse (procédés membranaires éliminant le Ca^{2+} , l' HCO_3^- , etc.).

Aucune station suisse ne procède à l'adoucissement de l'eau, cet enjeu étant plutôt mineur à l'heure actuelle. On y recourt cependant au niveau domestique et industriel (eau froide, systèmes d'eau chaude, etc.).

Difficultés

La désacidification des eaux brutes très acides par NaOH ou Na_2CO_3 peut augmenter fortement la concentration de sodium, ce qui n'est pas souhaitable au plan sanitaire. L'utilisation d'hydroxyde de calcium ($\text{Ca}[\text{OH}]_2$) offre une alternative évitant cette hausse de sodium, mais elle a pour effet secondaire de durcir l'eau, à l'instar de la filtration sur matériaux dolomitiques ou calcaires (introduction de Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^-). Enfin, un dernier problème peut résulter du mélange d'eaux de différentes provenances et salinités. Ce type de problème peut être limité en équilibrant les concentrations de certaines substances dans les eaux mélangées.

Pré/post-traitements possibles

Les procédés de désacidification et d'adoucissement s'intègrent généralement dans une filière de traitements, souvent après élimination particulière. Celle-ci est en effet nécessaire avant un échange d'ions ou une filtration membranaire. L'adoucissement par précipitation requiert de toute façon une filtration subséquente pour retirer le précipitat ; mais celle-ci ne doit pas entraver le débit, dont seules de faibles variations sont autorisées. On ajoute généralement des floculants pour accélérer la sédimentation et améliorer la séparation. Une autre possibilité réside dans l'emploi de sable (grain de 0.5 à 1 mm) agissant par contact (accumulation de calcaire à la surface). Excepté la nanofiltration et l'osmose inverse, qui éliminent efficacement les germes, la désacidification, l'adoucissement et la décarbonatation n'ont, en soi, aucun impact sur les paramètres d'hygiène. Une désinfection est toujours nécessaire par la suite.

Après adoucissement de l'eau, il peut s'avérer nécessaire de neutraliser le pH par adjonction d'acide.

Valeurs limites/valeurs de référence

Le pH de l'eau potable doit être neutre : le MSDA recommande un pH de 6.8 - 8.2. Concernant le calcium, le MSDA recommande un maximum de 200 mg/l (seuil organoleptique) et, pour le sodium, un taux < 20 mg/l.

Monitoring du procédé

La désacidification se guide par la mesure continue du pH. L'adoucissement peut se contrôler via les taux de Ca^{2+} et de Mg^{2+} .

Produits et précautions

Dans le processus d'adoucissement de l'eau, on distingue fondamentalement l'élimination du Ca^{2+} et du Mg^{2+} (diminution de la dureté de l'eau) et l'élimination du HCO_3^- (décarbonatation). Les processus suivants sont utilisés à cet effet : échange d'ions avec Na^+ , H^+ ou OH^- , adoucissement par membrane, décarbonatation physique, lente, rapide ou encore acide. Adoucissement et décarbonatation s'effectuent souvent en n'utilisant qu'une partie de l'eau, qui est ensuite remélangée à l'autre partie. Ce procédé permet d'ajuster la dureté et la salinité de l'eau potable. L'une des applications possibles de la filtration sur matériaux alcalins est le « redurcissement » du perméat issu des procédés membranaires. On réintroduit ainsi dans l'eau les minéraux nécessaires.

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Autres procédés utilisés dans la potabilisation de l'eau

Les méthodes décrites brièvement ci-dessous sont spéciales et moins fréquemment utilisées dans le traitement de l'eau destinée à la consommation. Elles sont peu généralisables et ne doivent pas être mises en pratique sans avoir été soigneusement évaluées et ajustées au cas particulier.

Procédés d'oxydation avancés

But : oxydation de micropolluants

Les procédés d'oxydation avancés (advanced oxidation processes, AOP) s'appuient sur la formation de radicaux libres OH formés secondairement à l'oxydation. Ils combinent par exemple l'ozone et l'eau oxygénée, les UV et l'ozone ou les UV et l'eau oxygénée. Les radicaux hydroxyles réagissent de manière non sélective. La MON, l' HCO_3^- et le CO_3^{2-} sont de puissants capteurs de radicaux OH dans l'eau et réduisent donc la concentrations de ces derniers. Les micropolluants (pesticides, médicaments, etc.) qui ne réagissent que partiellement avec les autres oxydants peuvent être oxydés par AOP. Ce procédé engendre néanmoins des sous-produits provenant des réactions avec des composés de la matrice. Des étapes de traitement supplémentaires, telles que la filtration (rapide, lente ou sur charbon actif), visant à diminuer les taux de COA, à éliminer les sous-produits (p. ex. NO_2^-) ou les oxydants (eau oxygénée, ozone) sont indispensables pour l'obtention d'une eau potable stable.

Nitrification

But : diminution de l'ammonium/ammoniac

L'ammonium et l'ammoniac des eaux brutes proviennent essentiellement de l'agriculture. Dans la nitrification microbiologique, des bactéries oxydent les composés d'ammonium en nitrates. Cette réaction passe par le nitrite comme étape intermédiaire. La nitrification demande de l'oxygène en suffisance, ce que l'on réalise souvent dans les procédés de traitement de l'eau par de simples cascades d'aération. Les bactéries implantées peuvent ainsi disposer de tout l'oxygène nécessaire. L'oxydation chimique transforme, elle aussi, l'ammonium en nitrate. L'ammonium revêt une importance particulière lorsque le chlore est utilisé comme désinfectant, puisque ces deux composés réagissent pour former des chloramines, dont les propriétés désinfectantes sont très inférieures à celles du chlore (chloration au point critique, voir plus haut). L'élimination de l'ammoniac peut également se faire par stripping, celui-ci étant extrait de l'eau sous forme gazeuse par injection d'air ou de vapeur dans l'eau. Cependant, ces procédés demandent beaucoup d'espace et sont donc réservés aux stations de grande capacité. L'élimination de l'ammonium peut également s'effectuer, mais à dimension plus restreinte, par nanofiltration, électrodialyse ou échange d'ions.

Dénitrification

But : diminution du nitrate

A l'instar de la nitrification, la réduction des nitrates en azote élémentaire (dénitrification) se fait également par voie microbiologique. Ce processus se déroule en anaérobiose. Dans l'unité de dénitrification, les microorganismes peuvent être cultivés sur un support leur servant également de source de carbone (mulch, paille, polymérisats organiques en granulés, etc.) ou sur un support inerte (sable, argile expansée, pierre ponce, styropor, etc.) exigeant l'addition de substrats (matériaux organiques, H_2 , etc.). Ce support peut se présenter sous forme de lit fixe ou fluidisé. Les lits fixes doivent être régulièrement nettoyés pour éliminer la biomasse qui s'y forme. Les autres substrats (PO_4^{3-} , Fe^{2+} , etc.) sont ajoutés si nécessaire sous forme liquide ou gazeuse avant l'entrée de l'eau dans l'unité. La dénitrification est précédée, dans l'unité, par une désoxygénation de l'eau. Puis, une fois les nitrates réduits, on procède à sa réoxygénation (air, O_2). La dénitrification demande des structures complexes qui sont plutôt réservés aux stations de grande capacité. Dans les stations de plus petite dimension, les nitrates devraient être éliminés par échange d'ions ou par procédés membranaires (nanofiltration et osmose inverse).

Electrodialyse

But : dessalement, diminution du nitrate et de l'ammonium

L'électrodialyse est un procédé de séparation électrochimique dans lequel des ions, sous l'influence d'un potentiel électrique, passent une membrane semi-perméable pour aller d'une solution moins concentrée (diluât) dans une solution plus concentrée (concentrat). Dans l'idéal, la membrane ne laisse passer qu'une seule sorte d'ions (p. ex. NO_3^-). Pour que ce procédé fonctionne, toutes les particules de taille supérieure à 10 μm doivent avoir été préalablement éliminées. Le prétraitement passe par une floculation/ précipitation, une filtration ou un traitement au charbon actif. Pour des raisons techniques, l'électrodialyse est mise en œuvre à grande échelle uniquement, surtout pour le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres (y compris pour la production de sel), ainsi que pour traiter les eaux industrielles. Dans ce contexte, elle est souvent utilisée pour laver les échangeurs d'ions.

Déferrisation/démanganisation

But : diminution du fer et/ou du manganèse

Le fer et le manganèse pénètrent généralement dans les eaux souterraines par solubilisation de leur forme oxyde/hydroxyde ; cette solubilisation se produit lorsque prédominent des conditions réductrices et anaérobies.

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Le fer et le manganèse sont solubles dans l'eau lorsqu'ils se trouvent sous forme divalente. Ils en sont extraits en combinant oxydation et précipitation/filtration. Cette extraction peut se faire de l'une des manières suivantes :

- par oxydation chimique après captage, puis élimination des oxydes par sédimentation/filtration.
- par oxydation biologique après captage, puis élimination des oxydes par sédimentation/filtration.
- par procédé in situ : oxydation du Fe(II) et du Mn(II) , puis séparation souterraine des oxydes avant captage.

Les procédés post-captage exigent les unités de traitement en station. Pour l'oxydation chimique du fer, on utilise l'oxygène, le chlore, l'ozone ou le permanganate de potassium ; pour l'oxydation chimique du manganèse on utilise l'ozone et le permanganate de potassium. L'oxydation est suivie d'une sédimentation/filtration. Dans le cas de l'oxydation biologique, on injecte de l'air dans l'eau puis le fer et le manganèse

sont oxydés par la biomasse implantée généralement dans deux filtres séparés. Ces procédés demandent d'une part des bassins supplémentaires et, d'autre part, l'élimination des métaux précipités. Avec le procédé in situ, de l'eau aérée est directement injectée dans le sous-sol, où se déposent l'oxyde/hydroxyde de fer et de manganèse. Le risque de colmatage est faible, puisque ceux-ci sédimentent sur des surfaces de sable ou de gravier. Comparé aux procédés conventionnels en station, les installations souterraines présentent l'intérêt d'être d'envergure relativement modestes et de ne pas exiger l'évacuation de boues. Un autre avantage de l'approche in situ réside dans le fait que les cornes de rabattement ne peuvent se boucher du fait que le fer et le manganèse sont précipités bien avant.

Tableau 8 : Contrôle des procédés

	Etape du procédé	Paramètre	Concentration maximale		Mesure	Fréquence des contrôles
			Eau brute	Eau potable		
Floculation/ précipitation	dosage de l'agent/adjuvant de floculation	concentration de l'agent/adjuvant de floculation	-	0.3 mg Fe/L 0.2 mg Al/L 0.5 µg Acrylamid/L	concentration Messung, Turbidité	hebdomadaire à mensuelle
Sédimentation	Départiculation	Turbidité	5 - 200 NTU	< 1 NTU	Turbidité	continue
Filtration lente sur sable	Départiculation	Turbidité	-	< 1 NTU	Turbidité	continue
Filtration rapide	Départiculation	Turbidité	< 10 NTU	< 1 NTU	Turbidité	continue
Filtration membranaire	Départiculation	nombre de particules sur/sous-pression	< 30 NTU	< 1 NTU	Turbidité	continue
	Départiculation	-	-	-	analyse particulière test d'intégrité : test du maintien de la pression/ test de diffusion examen microbiologique	continue annuelle
	élimination des microorganismes (UF, NF)	microorganismes (<i>E.coli</i> , GAM, entérocoques, etc.)	-	GAM: 20/mL <i>E.Coli</i> : nd/100 mL EC: nd/100 mL		hebdomadaire à mensuelle
Chloration	dosage du chlore dans l'unité	chlore résiduel à la sortie de l'unité	-	0.1 mg/L	concentration par mesure électrochimique	continue
Dioxyde de chlore	dosage du dioxyde de chlore	ClO ₂ & Cl ⁻ résiduels à la sortie de l'unité	-	0.05 mg/L	concentration par mesure électrochimique	continue
	oxydation	concentrations de chlorure et de chlorite à la sortie	0.4 mg/L	0.05 mg/L	concentration par mesure électrochimique	continue
Ozonation	dosage d'ozone	O ₃ -résiduel à la sortie de l'unité	-	0.05 mg/L	concentration par mesure électrochimique	continue
	oxydation	concentration de bromide et de bromure	< 50 µg Br/L	10 µg BrO ₃ /L	concentration	hebdomadaire à mensuelle
UV	inactivation	Turbidité/transmittance à l'entrée	1 UTN	-	Turbidité et transmittance	continue
	désinfection insuffisante	Rayonnement spatial/fluence dans le réacteur	-	-	capteurs UV (min. 400 J/m ²)	continue
Charbon actif	adsorption	Concentration de polluant à la sortie	-	selon polluant	concentration	hebdomadaire
Echange d'ions Désacidification/ adoucissant	échange d'ions Ajustement de l'équilibre	Concentration à la sortie pH à la sortie	-	selon ions 6.8 – 8.2	concentration des ions problématiques pH	hebdomadaire
Désacidification/ adoucissement	instauration de l'équilibre	pH à la sortie	-	6.8 - 8.2	pH	continue

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Combinaison de procédés

Lorsque l'eau d'une nappe ou d'une source est de bonne qualité, elle est souvent potable d'emblée ou nécessite juste une désinfection et/ou une protection du réseau. S'il s'agit, par contre, d'une eau provenant d'une source karstique (forte turbidité, qualité très inégale, etc.) ou d'une nappe souterraine réduite (teneurs élevées en Fe(II) et/ou en Mn(II)), elle exigera encore d'autres traitements. Enfin les eaux de surface suivent une filière multi-étapes axée sur leurs particularités. La figure 18 résume

les différents schémas de traitement en fonction de la provenance de l'eau. Nous présenterons ci-dessous, en les commentant, quelques exemples de stations en service en Suisse. Il s'agira d'un descriptif non exhaustif. Les filières de traitement doivent toujours être conçues et dimensionnées en fonction du cas particulier.

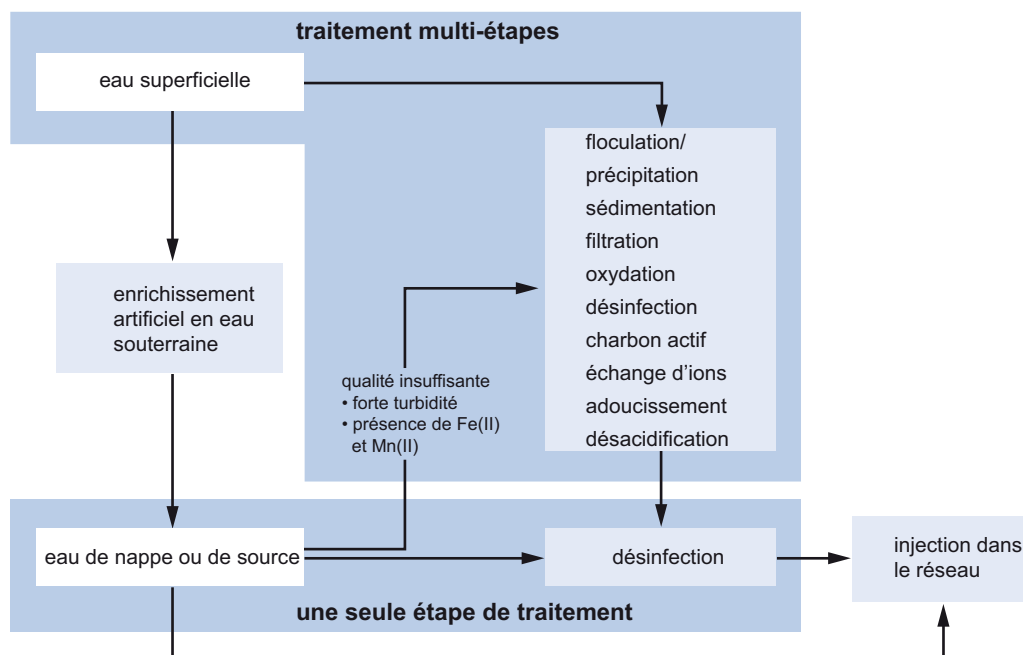


Figure 18: Schéma des filières de traitement des eaux souterraines, superficielle ou de source.

Traitement à étape unique

Le traitement à une seule étape consiste uniquement à désinfecter l'eau par voie physique (figure 19) ou chimique. Ce cas particulier, qui concerne surtout l'eau de nappe ou de source, vise à

garantir la conformité de l'eau avec le cadre législatif sur l'hygiène. Si la désinfection se fait par UV, la faible turbidité sera une condition fondamentale ; si la désinfection est chimique, ce sera alors la faible teneur en matière organique qui sera essentielle.

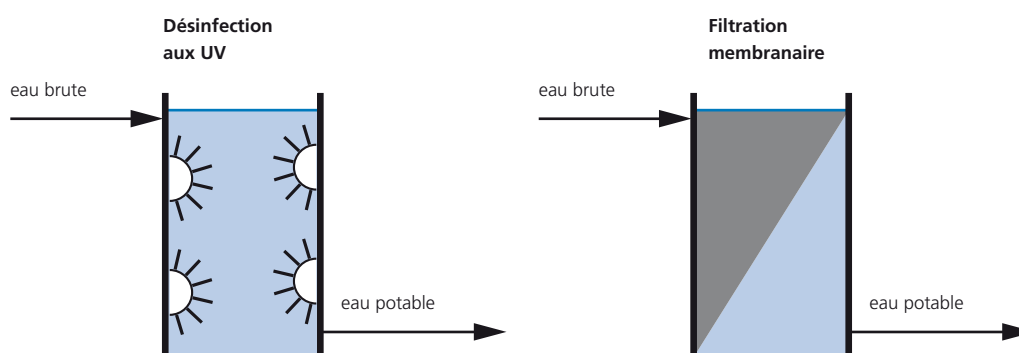


Figure 19 : Options de traitement à une seule étape : désinfection physique par UV ou par filtration membranaire

Traitement classique multi-étapes d'une eau de lac

La chaîne de traitement sert à potabiliser une eau de lac polluée ; elle intègre généralement une filtration, visant à éliminer les particules, ainsi qu'une oxydation/ désinfection ; d'autres étapes viennent compléter la filière en fonction des particularités de l'eau. La structure et la chronologie des étapes peuvent grandement varier, puisque de nouvelles étapes de traitement viennent souvent s'ajouter et compléter la filière d'origine.

La station de pompage de Lengg, qui alimente en eau la ville de Zurich, nous servira d'exemple (figure 20). L'eau du lac de Zurich y est captée à une trentaine de mètres de profondeur puis désinfectée à l'ozone. Après correction du pH, elle subit une étape de filtration rapide. Suivent ensuite une ozonation intermédiaire puis une filtration sur charbon actif. La filtration lente sur sable, qui vient achever la chaîne de traitement, assure la stabilité biologique de l'eau.

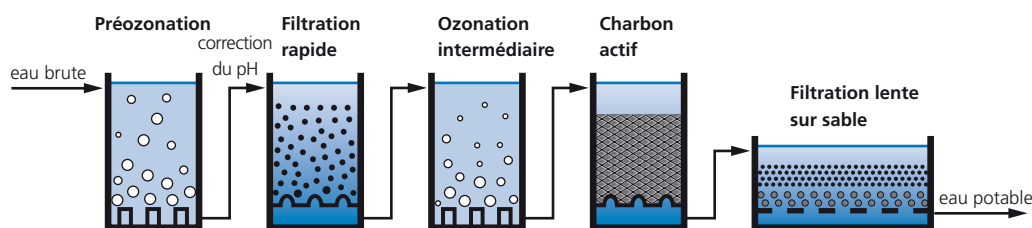


Figure 20: Schéma simplifié de la chaîne de traitement d'eau de lac de la station de Lengg (approvisionnement en eau de la ville de Zurich).

5. Procédés de potabilisation de l'eau

Traitement classique multi-étapes d'une eau karstique

Les eaux karstiques présentent, comme les eaux superficielles, des fluctuations de qualité relativement importantes. De ce fait, une station typiquement

destinée à leur traitement intégrera plusieurs étapes d'élimination de particules et de composés, de transformation de ces composés et de désinfection. La figure 21 illustre la filière de l'une d'elles, celle de Röschenz (BL).

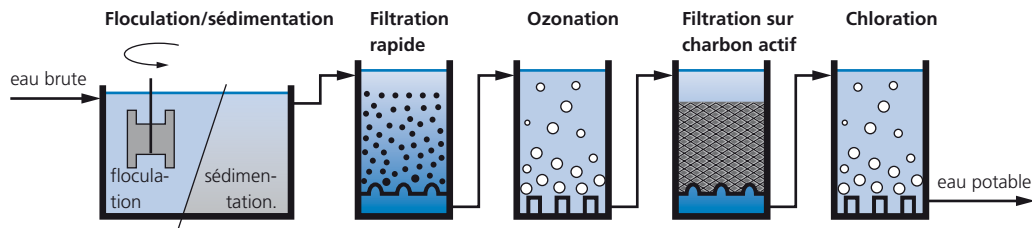


Figure 21 : schéma simplifié de la chaîne de traitement d'eau de source karstique de Röschenz (BL).

Traitement moderne multi-étapes d'une eau de lac

Les stations multi-étapes modernes tendent à réduire le nombre de procédés tout en les modernisant - en incluant notamment des procédés membranaires.

A titre d'exemple, la station de pompage de Männedorf (ZH), intégralement nouvelle, dans laquelle l'eau du lac est d'abord ozonée (figure 22) puis filtrée sur charbon actif et enfin sur membrane (ultrafiltration).

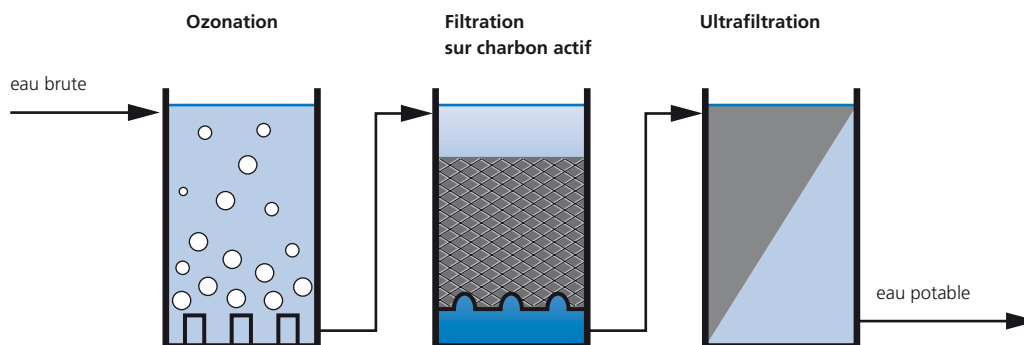


Figure 22: schéma simplifié de la chaîne de traitement d'eau de lac de la station de pompage de Männedorf (ZH).

6. Monitoring et instrumentation

Le bon déroulement des procédés de potabilisation, présentés au chapitre 5, exige un monitoring dont nous allons décrire brièvement les méthodes et l'appareillage. Nous nous concentrerons sur le dosage des principaux réactifs dissous dans l'eau traitée (chlore, dioxyde de chlore, ozone) et sur la mesure des principaux paramètres de l'eau (conductivité, turbidité, transmittance UV, etc.).

Chlore

Par colorimétrie (méthode DPD)

Cette méthode permet de mesurer la teneur en chlore libre. La DPD (diéthyl-p-phénylènediamine) oxydée par le chlore prend une couleur rosée à très rouge qui est mesurée par photométrie (510-530 nm ; loi de Beer-Lambert). Une courbe d'étalonnage détermine la concentration du chlore. Cette méthode permet de prouver des concentrations d'oxydation très basses. Le DPD réagit également avec le dioxyde de chlore et l'ozone, un élément à prendre en compte si la filière de traitement comporte plusieurs étapes. Les taux de chlore relatifs au traitement de l'eau de consommation se situent entre 0.02 et 1 mg/l ; le seuil de détection de la méthode DPD est d'environ 0.05 mg/l : cette méthode est donc très sensible. Le prélèvement doit être dilué si sa teneur en chlore dépasse 4 mg/l. L'étalonnage se fait par solutions standardisées de permanganate de potassium ou de chloroisocyanurate.

Par ampérométrie

Cette méthode consiste à mesurer le courant produit par le chlore captant un électron entre deux électrodes, en présence d'un potentiel électrochimique constant. Le courant mesuré est proportionnel à la concentration du chlore transformé. Les résultats dépendent beaucoup de divers paramètres de l'eau, tels que le pH, le débit et la température. Les sondes

sont souvent munies d'un pH-mètre et d'un thermomètre effectuant une compensation mathématique des résultats. Il est possible de réaliser une mesure sélective en protégeant les électrodes par une membrane semi-perméable : les substances que l'on veut mesurer diffusent ainsi au travers de la membrane et sont réduites sur la cathode. La mesure dépend donc du pH. L'étalonnage se fait par colorimétrie (p. ex., méthode DPD). On veillera à changer régulièrement la membrane et la solution d'électrolyte (selon instruction du fabricant).

Dioxyde de chlore

Par colorimétrie (méthodes DPD et TMB)

La méthode DPD permet de quantifier le dioxyde de chlore de la même manière que le chlore (cf. ci-dessus). Pour les concentrations très faibles, on remplacera la DPD par la tetraméthylbenzidine (TMB). La TMB oxydée par le dioxyde de chlore prend une couleur jaune, dont l'absorption est mesurée à 440 nm. Cette méthode n'est pas sélective puisque la TMB réagit aussi avec d'autres agents oxydants : on s'assurera donc que les échantillons à mesurer n'en contiennent plus.

Par ampérométrie

Le principe est le même que pour le chlore (cf. ci-dessus). Les cathodes utilisées pour le dioxyde de chlore sont généralement en or et les anodes en argent. Une membrane sépare le liquide ambiant de l'intérieur de l'électrode remplie de solution électrolyte. Des sondes thermiques intégrées compensent les résultats en ajustant le calcul. La mesure ampérométrique du dioxyde de chlore présente une sensibilité croisée avec le chlore et l'ozone. Le seuil de détection se situe entre 0.01 et 0.02 mg/l et la méthode enregistre des concentrations allant jusqu'à 2 mg/l.

6. Monitoring et instrumentation

Conductivité

La conductivité de l'eau est déterminée par les ions libres qu'elle contient. On mesure le courant (la résistance) entre une anode et une cathode complètement immergées dans l'eau. La conductivité se définit comme l'inverse de la résistance spécifique entre les deux électrodes. Un senseur thermique est toujours intégré puisque la conductivité est thermodépendante. On l'exprime généralement pour une température de 25°C. La linéarité est incertaine à concentrations ioniques très basses et très élevées, ce qui empêche parfois les mesures précises. On peut cependant remédier à ce problème en choisissant le matériel et l'appareillage adapté à la fourchette de conductivité à mesurer. Un courant alternatif permet de diminuer la polarisation induite. L'étalonnage repose sur des solutions standards dont la conductivité est connue. On veillera à étalonner dans la même fourchette de conductivité que celle anticipée.

Ozone

Par colorimétrie (méthodes indigo)

La méthode indigo repose sur la décoloration très rapide du carmin d'indigo trisulfonate par l'ozone. La réaction est stoechiométrique. Elle est réalisée dans l'eau acidifiée, afin d'éviter la décomposition de l'ozone. Le degré de décoloration est mesuré par absorption à 600 nm et par rapport à un échantillon de référence (loi de Beer-Lambert). Le résultat est converti en concentration d'ozone. Les réactifs sont ajoutés directement lors du prélèvement et la mesure doit être effectuée dans les 4 heures qui suivent.

Les effets du chlore résiduel peuvent être limités par l'addition d'acide malique. D'autres composés tels que l'oxyde de manganèse et le brome peuvent perturber la mesure et doivent être pris en compte.

Par ampérométrie

Le principe est le même que celui utilisé pour le chlore (cf. ci-dessus). La cathode est généralement en platine. L'électrode est soit ouverte, soit immergée dans une solution électrolyte protégée par une membrane (électrode de Clark). On utilise une eau sans ozone pour caler le point zéro.

Particules

Mesure continue

Ce principe repose sur la diffraction de la lumière par les particules en suspension. Un rayon lumineux très mince (rayon laser, p. ex.) traverse un capillaire dans lequel passe l'eau à analyser. Lorsqu'une particule traverse le rayon, elle soustrait celui-ci à un photodétecteur placé vis-à-vis de la source lumineuse. Le signal mesuré dépend des caractéristiques particulières. La concentration de particules est donc distribuée selon la taille, la surface ou le volume particulaire. Chaque particule est classée par analogie avec une sphère de diamètre défini produisant la même absorption. Le seuil de détection se situe entre 1 et 3 µm de diamètre ; le diamètre des particules que contient l'eau à traiter se situe généralement entre 1 et 100 µm. Les problèmes potentiels sont liés à des concentrations particulières trop élevées, des particularités optiques (structure, transparence, forme des particules) ou encore à la variation du débit.

Mesures ponctuelles

De nouvelles méthodes telle que la cytométrie de flux reposent sur le même principe que les mesures en continu, mais permettent en plus de distinguer les microorganismes vivants des morts. A cet effet, ceux-ci sont marqués sur différentes structures (paroi cellulaire, ADN, ARN) et sont ensuite analysés individuellement. C'est une méthode qui ne peut s'effectuer que de manière ponctuelle, puisque le marquage des microorganismes ne peut être réalisé en continu. La microscopie classique est une autre méthode de mesure ponctuelle qui permet l'analyse qualitative des particules et des microorganismes.

pH

Le pH se mesure par potentiométrie, au moyen de deux électrodes protégées par une membrane de verre. L'échange de protons (H^+) sur la membrane entraîne une différence de potentiel. Le pH-mètre utilisé doit convenir aux solutions à basses températures et peu tamponnées. Pendant les mesures, on veillera à ce que les prélèvements ne changent pas de température et ne perdent pas de gaz dissous (CO_2). Le pH mesuré est corrigé en fonction de la température (mesurée séparément). Le pH-mètre est étalonné au moyen de solutions tampons de pH connu. On le réétalonne généralement tous les 3 mois en suivant les instructions du fabricant.

Oxygène dissous

Par ampérométrie

Le principe est le même que celui utilisé pour le chlore (cf. ci-dessus) et repose sur la polarisation d'une cathode en platine (électrode de Clark). La précision de la mesure est affectée par de fortes concentrations de CO_2 (modifiant le pH de la solution électrolyte) et de sulfure d'hydrogène (H_2S). Les mesures se situent dans l'ensemble entre 0 et 20 mg/l.

Par titrimétrie (méthode de Winkler)

On forme d'abord un précipité d'hydroxyde de manganèse (II) qui est alors oxydé en Mn(III) et Mn (IV) par l'oxygène dissous dans l'eau. Le manganèse est ensuite réduit par l'addition d'acide et d'iode, ce qui libère l'iode en quantité équivalente à celle de l'oxygène dissous. Il suffit alors de titrer la concentration d'iode libéré au moyen d'une solution de thiosulfate. On veillera à éviter toute évaporation ou aération des prélèvements d'eau.

Par luminescence (LDO)

On utilise de plus en plus aujourd'hui la mesure optique de l'oxygène par sonde LDO (Luminescent Dissolved Oxygen). Celle-ci contient un capteur sensible à l'oxygène. Ce capteur réagit également à la lumière bleue, émise par une diode (DEL), en renvoyant de la lumière rouge (luminescence). Or, l'oxygène interfère avec la formation de cette lumière rouge. La durée et l'intensité de la lumière rouge (mesurée par une photodiode) est donc inversement proportionnelle à la concentration d'oxygène dissous dans l'eau (mg d' O_2 /l).

Absorbance/Transmittance UV

Cette méthode consiste à mesurer la perte d'énergie d'un rayonnement traversant un liquide. L'absorption (plus justement appelée absorbance) est la quantité de lumière retenue par les particules et les substances organiques dissoutes dans l'eau. La mesure est effectuée en continu par un photomètre ; celui-ci se compose d'une source d'UV et d'une cellule photoélectrique qui se font face en encadrant une fenêtre de mesure. On mesure ainsi le coefficient d'absorption de l'eau à 254 nm (CAS_{254}) et les résultats obtenus permettent de déduire, par corrélation, la teneur en carbone organique dissous (COD) et la demande chimique en oxygène (DCO). En effet, les substances humiques

6. Monitoring et instrumentation

ayant une forte proportion de groupes aromatiques, elles absorbent beaucoup d'UV. La transmission (plus justement appelée transmittance) repose sur le même principe, puisqu'elle mesure l'énergie lumineuse traversant une épaisseur d'eau sans être diffusée ni absorbée (figure 23). La transmittance est surtout utilisée dans le monitoring des unités UV. On mesure ainsi le coefficient d'absorption/d'atténuation de l'eau à 254 nm (CAS_{254}/CTS_{254}). La valeur CTS_{254} comprend aussi bien la distribution des particules insolubles que l'absorption pour l'ensemble de

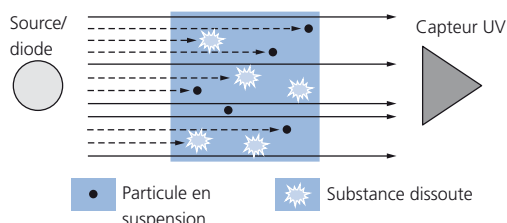


Figure 23 : Principe de la transmittance (transmission lumineuse). Le paramètre mesuré est l'énergie lumineuse qui parvient au capteur sans avoir été absorbée ni réfléchi par l'échantillon d'eau

l'échantillon. Par contre, la valeur CAS_{254} après filtration de l'échantillon ne comprend que l'absorption des substances dissoutes. Au contraire des valeurs CTS_{254} et CAS_{254} , la transmission UV dépend de l'épaisseur de la couche du fluide irradié. Par corrélation, il est possible de déduire la teneur en carbone organique dissous (COD) et la demande chimique en oxygène (DCO).

Turbidité

La turbidité d'un milieu correspond à sa teneur en matières en suspension. Elle indique combien d'énergie émise dans ce milieu est réfléchi par les particules qu'il contient. La turbidimétrie consiste à mesurer l'intensité de la lumière réfléchi par un liquide. Une partie de la lumière percutant une particule est toujours réfléchi par cette dernière.

L'ampleur de cette réflexion dépend de la densité et des propriétés des particules (forme, taille, couleur). Ce sont essentiellement les particules mesurant 0.1 - 1 μm qui sont responsables de la turbidité. Les mesures utilisent un rayonnement infrarouge de 860 nm. La mesure porte sur l'intensité de la lumière réfléchi à 90° de la source lumineuse (figure 24). Les résultats sont exprimés soit en FNU soit en UTN (unités utilisées par l'agence américaine pour la protection de l'environnement [EPA]). Notons que ces unités sont équivalentes lorsque les normes de mesure sont respectées (longueur d'onde, angle de mesure, etc.), auquel cas 1 UTN = 1 FNU = 1 FTU = 1 TE/F 90° = 1 JTU. L'étalonnage se fait par solutions standard de formazine ; celles-ci sont commercialisées mais peuvent également se fabriquer. On utilise en général une solution de 400 UTN. Pour les faibles turbidités (< 1 UTN), la précision de mesure doit être de 0.02 UTN (MSDA). Lorsque la turbidité de l'eau est faible, l'emploi d'une lumière de longueur d'onde de 550 nm donne une plus grande diffusion et donc une meilleure reproductibilité des mesures. La limite de mesure de l'appareil dépend de ses caractéristiques. En cas de forte turbidité, il peut s'avérer judicieux de diluer l'échantillon prélevé.

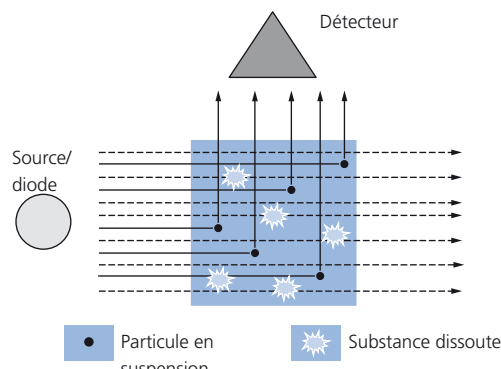


Figure 24 : La turbidimétrie mesure la lumière réfléchi avec un angle de 90° par rapport à la source lumineuse.

7. Homologation des nouveaux procédés

La population suisse est très attachée à l'excellente qualité de son eau potable. Or la qualité de l'eau brute est souvent affectée par l'activité humaine (agglomérations, industrie, agriculture, circulation, etc.). Rester fidèle aux attentes que suscite l'eau potable exige de s'adapter aux évolutions de la société et aux situations nouvelles - comme par exemple l'apparition d'un nouveau polluant. Ce qui suppose d'adapter les stations existantes et d'y introduire de nouveaux procédés de traitement. Lorsqu'il s'agit de potabiliser une eau superficielle, une eau de source ou une eau provenant d'une nappe en roche meuble, on cherchera, autant que possible, à en préserver les propriétés initiales et à minimiser l'adjonction de produits.

En Suisse, l'eau potable est soumise à la législation sur les denrées alimentaires. C'est donc l'ordonnance du DFI sur l'eau potable, l'eau de source et l'eau minérale (RS 817.022.102) qui règle les conditions d'homologation d'un nouveau procédé de préparation de l'eau potable. L'art. 6 al. 5 stipule en effet que « *les procédés de traitement et de désinfection de l'eau potable sont soumis à l'autorisation de l'Office fédéral de la santé publique (OFSP)* ».

Cette disposition vise à s'assurer que seuls seront utilisés les produits et procédés efficaces, sûrs et dénués d'effets délétères sur la santé des consommateurs. Pour pouvoir être utilisés dans la production d'eau potable, les produits chimiques sont d'abord soumis à une autorisation qui dépend de la législation suisse sur les produits chimiques, puis, dans un second temps, à une autorisation de l'OFSP. Un dossier très complet devra accompagner la requête pour permettre aux services compétents d'évaluer le nouveau procédé. Le requérant y présentera

d'une part les preuves scientifiques de l'efficacité du procédé contre le polluant ou le microorganisme visé, et d'autre part, les preuves de son innocuité. Pour qu'ils soient considérés comme des preuves scientifiques, les éléments avancés doivent remplir les critères suivants :

- Les essais doivent être réalisés par une institution reconnue (laboratoire, organisation, etc.) et l'efficacité doit être confirmée par un second organisme indépendant ;
- Les essais doivent recourir à des méthodes connues ; les sources d'information seront indiquées explicitement et les expériences décrites de telle sorte qu'elles puissent être reproduites par l'organisme indépendant ;
- Les bases d'analyse (lois, normes, etc.) doivent être clairement établies et seront rédigées dans un langage accessible aux experts qui se chargeront de l'évaluation ;
- Les données fournies doivent permettre à des spécialistes indépendants de reproduire les procédés et d'obtenir la même efficacité que celle observée lors des essais initiaux ;
- Les résultats doivent être reproductibles en situation réelle, c'est-à-dire en station de traitement. Dans ce contexte, on attachera beaucoup d'importance aux particularités de l'eau brute et au dimensionnement des unités de traitement (paramètres hydrauliques, durées de séjour, etc.).

Les listes de contrôle et arbres décisionnels qui suivent visent à faciliter la constitution du dossier de demande d'homologation d'un nouveau procédé de traitement de l'eau. Ils permettront également de vérifier si le procédé en question est réellement adapté à la problématique. La liste de contrôle 1 concerne les infor-

7. Homologation des nouveaux procédés

mations générales. La figure 25 et la liste de contrôle 2 concernent les demandes pour nouveau traitement de micropollu-

ants ; la figure 26 et la liste de contrôle 3 concernent les demandes pour nouveau traitement de microorganismes.

Liste de contrôle 1: Informations générales requises dans le cadre d'un dossier de demande d'homologation d'un nouveau traitement de l'eau

	Information requise	Détails à fournir	Fait
Informations générales	Requérant	Nom et adresse complète du requérant	☐
	Renseignements	Nom et adresse complète de la personne à contacter pour tout renseignement	☐
	Station	Dénomination précise de la station concernée : alimentation en eau, adresse, données techniques-	☐
	But	But recherché, modification d'une station ou construction d'une nouvelle unité	☐
Information sur les produits	Nom de marque	Dénomination précise permettant d'identifier le produit : nom du produit	☐
	Type de traitement	Pour quel type de traitement le procédé sera utilisé : séparation ou transformation de substance, désinfection	☐
	Promoteur	Nom et adresse complète du promoteur	☐
	Fabricant	Nom et adresse complète du fabricant	
	Renseignements	Nom et adresse complète de la personne à contacter pour renseignements	☐
	Certification/enregistrement	Type de certification, numéro d'enregistrement du dossier, numéro d'autorisation	☐
	Documentation technique	Description détaillée de la station, instructions techniques	☐

Micropolluants

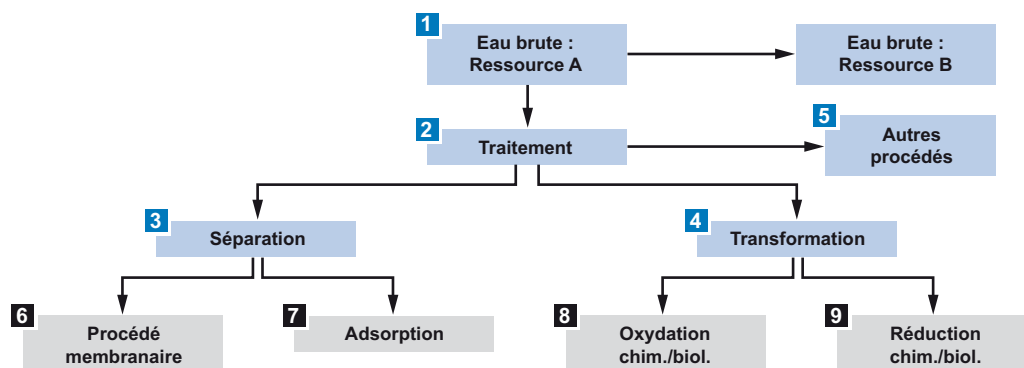


Figure 25: Arbre décisionnel servant à classer les nouveaux procédés de traitement de micropolluants. La liste de contrôle correspondante (no 2) indique les informations requises dans le cadre de cette procédure d'homologation.

7. Homologation des nouveaux procédés

Liste de contrôle 2 : Constitution d'un dossier de demande d'homologation d'un nouveau traitement de micropolluants

	Information requise	Détails à fournir	Fait
Ressource d'eau	Composition chimique de l'eau brute comme base de décision	Résultats des analyses chimiques (programmes d'analyses)	☐
	Alternatives testées	Analyse des ressources d'eau alternatives et des autres possibilités d'approvisionnement	☐
Traitement	Description des éléments ou composés ciblés	Quels éléments ou composés sont indésirables et quelle est leur concentration	☐
	Evaluation du type de procédé	Base de décision, description du procédé : séparation, transformation, autres procédés	☐
Séparation	Mécanisme	Définition du mode de séparation : adsorption, procédé membranaire, autre procédé	☐
	Réactifs utilisés	Description de leurs propriétés physicochimiques	☐
	Problèmes	Substances ou sous-produits problématiques, problèmes potentiels tels que corrosion, lessivage, fouling, activité biologique	☐
	Restrictions	Exigences de l'eau brute, substances concurrentes pour le site de liaison, critères/restrictions d'emploi	☐
	Autres facteurs	Effets des autres composants sur le procédé (concurrence pour les sites d'adsorption, fouling, etc.)	☐
	Paramètres ciblés	Définition des éléments/composés et des paramètres ciblés, fournir la preuve que le procédé les cible bien	☐

Liste de contrôle 2 (suite) : Constitution d'un dossier de demande d'homologation d'un nouveau traitement de micropolluants

	Information requise	Détails à fournir	Fait
Transformation	Paramètres ciblés	Définition des élément/composés et des paramètres ciblés, fournir la preuve que le procédé les cible bien	☐
	Réaction	Description de la transformation (chimique, physique, biologique), des mécanismes impliqués, concentration des réactifs utilisés	☐
	Réactifs utilisés	Description des réactifs utilisés, avec une évaluation de leur tolérabilité par l'eau brute, de leur toxicité et de leurs effets sur la santé	☐
	Sous-produits	Descriptions des sous-produits indésirables des réactions	☐
	Autres facteurs	Réactions avec les autres composants, répercussions sur la stabilité des agents oxydants	☐
	Restrictions	Exigences de l'eau brute, substances concurrentes pour la réaction, critères/restrictions d'emploi	☐
Autres procédés	Type de procédé	Description détaillée du procédé global, de son but, de son mode d'action, de ses sous-produits et déchets	☐

Les autorités d'homologation développeront un formulaire ad hoc pour chaque procédé.

7. Homologation des nouveaux procédés

Microorganismes

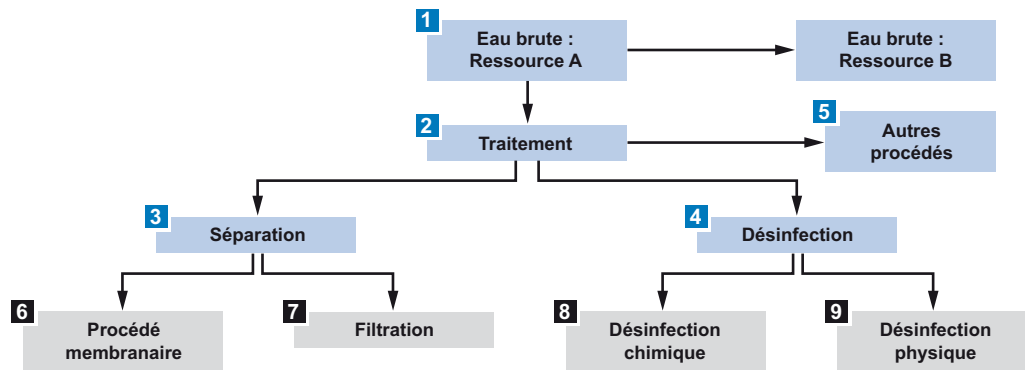


Figure 26: Arbre décisionnel servant à classer les nouveaux procédés de traitement de microorganismes. La liste de contrôle correspondante (no 3) indique les informations requises dans le cadre de cette procédure d'homologation.

Liste de contrôle 3 : Constitution d'un dossier de demande d'homologation d'un nouveau traitement de microorganisme.

	Information requise	Détails à fournir	Fait
Ressource d'eau	Composition microbiologique de l'eau brute comme base de décision	Résultats des analyses microbiologiques (programmes de mesures)	☐
	Autres solutions testées	Analyse des autres ressources d'eau et possibilités d'approvisionnement	☐
Traitement	Description des organismes ciblés	Quels microorganismes sont indésirables et quelle est leur concentration ?	☐
	Evaluation du type de procédé	Base de décision, description du procédé : séparation, désinfection, autres procédés	☐
Séparation	Mécanisme	Définition du mode de séparation : procédé membranaire, filtration	☐
	Réactifs utilisés	Description des propriétés physicochimiques	
	Problèmes	Rétention incomplète, percée de microorganismes	☐
	Autres facteurs	Effet des autres composés sur le procédé (fouling, etc.)	☐
Désinfection	Mode d'action	Désinfection chimique ou physique	☐
	Mode d'inactivation	Structure ciblée sur les microorganismes, effets sur ces derniers	☐
	Produits utilisés	Description des produits utilisés, avec une évaluation de leur tolérabilité par l'eau brute, de leur toxicité et de leurs effets sur la santé	☐
	Sous-produits	Descriptions des sous-produits désirables et indésirables	☐
	Autres facteurs	Réaction avec les autres composants, stabilité du désinfectant, bouclier pour les microorganismes	☐
	Restrictions	exigences de l'eau brute, substances concurrentes, critères/restrictions d'emploi	☐
Autres procédés	Type de procédé	Description détaillée du procédé global, de son but, de son mode d'action, de ses sous-produits et déchets	☐

Les autorités d'homologation développeront un formulaire ad hoc pour chaque procédé.

8. Bases légales

1. Législation suisse sur l'eau potable

L'eau potable est vitale et c'est une denrée alimentaire. Elle est donc

soumise à la législation sur les denrées alimentaires, dont la structure est représentée en figure 27.

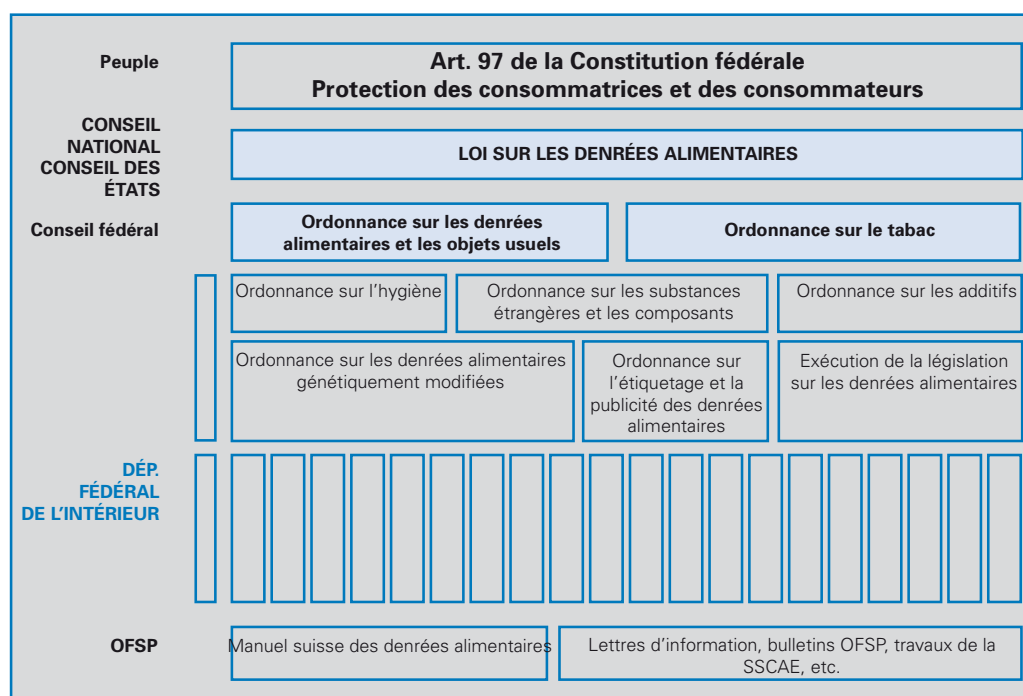


Figure 27 : Structure de la législation suisse sur les denrées alimentaires à partir de 2005.

1.1 Exigences en matière d'eau potable

« Par eau potable, on entend l'eau qui, à l'état naturel ou après traitement, convient à la consommation, à la cuisson d'aliments, à la préparation de mets et au nettoyage d'objets entrant en contact avec les denrées alimentaires. » (art. 2 de l'ordonnance du DFI sur l'eau potable, l'eau de source et l'eau minérale). L'eau potable est également nécessaire pour fabriquer, traiter et conserver certaines denrées alimentaires destinées à être

consommées par l'homme. Elle doit être salubre sur les plans microbiologique, chimique et physique, de plus son goût, son odeur et son aspect doivent être irréprochables. Elle ne doit pas contenir de microorganismes, de parasites, ni de substances en nombre ou à concentration représentant un danger potentiel pour la santé de l'homme. Le distributeur est responsable de la qualité de l'eau jusqu'au raccordement privé (compteur), après quoi cette responsabilité incombe à l'exploitant ou au propriétaire.

1.2 Exigences en matière de production d'eau potable

La production d'eau potable est un processus continu. Contrairement aux autres denrées alimentaires, l'eau ne peut être rappelée en cas, par exemple, de non-conformité à une norme. L'eau potable est une denrée essentielle et perpétuellement requise en grande quantité. Elle se distingue aussi des autres denrées alimentaires par le fait qu'elle doit être produite localement, à partir de ressources naturelles situées à proximité de son lieu de consommation. En effet, les quantités requises sont telles qu'elles seraient difficilement transportables sur de grandes distances. Or, l'intégrité de ces ressources est souvent menacée par leur exposition à l'environnement et à la pollution, ainsi que par les différentes exploitations dont elles peuvent faire l'objet.

Les facteurs à même d'influer sur la qualité de l'eau potable sont les suivants :

- la protection des ressources naturelles contre toute forme de pollution ;
- l'exploitation durable de l'eau potable
- l'état technique et structurel des installations ;
- les moyens techniques mis en œuvre pour traiter l'eau ;
- la propreté des installations (aspect hygiénique) ;
- la formation des fontainiers
- le sens des responsabilités de tous les intervenants

1.3 Exigences en matière d'eau potable en temps de crise

En cas de crise, l'eau que reçoit la population doit normalement répondre aux exigences en matière d'eau potable, même si cette eau est acheminée par voies alternatives (réseaux provisoires, réservoirs, citernes de ravitaillement). En cas de doute, ou sur instruction de l'organe responsable, l'eau distribuée sera encore désinfectée (addition de désinfectant ou cuisson).

2. Extraits des textes de loi concernant l'approvisionnement en eau potable

2.1 Loi du 9 octobre 1992 sur les denrées alimentaires (LDAI) ; RS 817.0 (état au 1^{er} avril 2008)

Art. 23 Autocontrôle

¹ Quiconque fabrique, traite, distribue, importe ou exporte des denrées alimentaires, des additifs et des objets usuels, doit veiller, dans le cadre de ses activités, à ce que les marchandises soient conformes aux exigences légales. Il est tenu de les analyser ou de les faire analyser, selon les règles de la bonne pratique de fabrication.

² Le contrôle officiel ne libère pas de l'autocontrôle.

8. Bases légales

^{2bis} Quiconque constate que des denrées alimentaires ou des objets usuels qu'il a importés, fabriqués, transformés, traités ou distribués peuvent présenter un danger pour la santé doit veiller à ce qu'il n'en résulte aucun dommage pour les consommateurs. Si ces denrées alimentaires ou objets usuels ne se trouvent plus sous son contrôle immédiat, il doit informer sans délai les autorités d'exécution compétentes et collaborer avec elles.

³ Le Conseil fédéral règle les conditions auxquelles on peut renoncer à l'analyse dans un cas précis.

⁵ Le Conseil fédéral peut définir la documentation à fournir en relation avec l'autocontrôle.

2.2 Ordonnance du 23 novembre 2005 sur les denrées alimentaires et les objets usuels (ODAIUOs) ; RS 817.02 (état au 1^{er} avril 2008)

Art. 3 Personne responsable

¹ Il y a lieu de désigner, pour chaque établissement du secteur alimentaire, une personne qui, outre la direction de l'entreprise, assume la haute responsabilité de la sécurité des produits (personne responsable).

² A défaut, la sécurité des produits relève de la responsabilité de la direction de l'entreprise.

Art. 12 Obligation d'annoncer

¹ Toute personne qui fabrique, transforme, traite, entrepose, transporte, remet, importe ou exporte des denrées alimentaires est tenue d'annoncer son activité à l'autorité cantonale d'exécution compétente.

² L'obligation d'annoncer ne s'applique pas à la remise occasionnelle de denrées alimentaires dans le cadre limité d'un bazar, d'une fête scolaire ou d'une autre situation analogue.

³ Doivent également être annoncés les changements d'activité importants et la cessation d'activité.

Art. 47 Hygiène

¹ La personne responsable doit veiller à ce que :

- les denrées alimentaires et les objets usuels ne subissent pas d'altération préjudiciable sous l'effet de microorganismes, de substances étrangères ou d'autres causes ;
- les denrées alimentaires dont elle a la responsabilité soient propres à la consommation humaine, compte tenu de l'usage prévu.

² Elle doit prendre toutes les précautions et mesures nécessaires pour maîtriser les risques d'atteinte à la santé humaine.

³ Les récipients, les appareils, les instruments, les emballages, les moyens de transport, etc. intervenant dans la manipulation de denrées alimentaires ainsi que les locaux destinés à la fabrication, à la conservation et à la vente de denrées alimentaires doivent être propres et en bon état.

Chapitre 5 : Contrôles

Section 1 : Autocontrôle

Art. 49 Principe

¹ La personne responsable veille, dans le cadre de son activité, à ce que les exigences légales s'appliquant aux den-

rées alimentaires et aux objets usuels soient respectées à toutes les étapes de la fabrication, de la transformation et de la distribution, et en particulier à garantir la protection de la santé humaine, la protection contre la tromperie ainsi que l'utilisation des denrées alimentaires et des objets usuels dans des conditions hygiéniques.

² La personne responsable est tenue à l'autocontrôle pour satisfaire aux exigences de l'al. 1.

³ Les instruments importants de l'autocontrôle sont notamment :

- a. la maîtrise des procédures (bonnes pratiques d'hygiène, bonnes pratiques de fabrication) ;
- b. le recours à des procédures conformes aux principes de la méthode HACCP (art. 51) ;
- c. la traçabilité ;
- d. le prélèvement d'échantillons ainsi que l'analyse des denrées alimentaires et des objets usuels.

Art. 50 Traçabilité

¹ Les denrées alimentaires, les animaux de rente destinés à l'obtention de denrées alimentaires, ainsi que toutes les substances susceptibles d'être transformées en denrées alimentaires doivent être traçables à toutes les étapes de la fabrication, de la transformation et de la distribution. L'art. 5 de l'ordonnance du 23 novembre 2005 sur la production primaire est réservé.

² Toute personne qui fait le commerce des produits visés à l'al. 1 doit pouvoir indiquer aux autorités cantonales d'exécution compétentes :

- a. de qui elle a reçu les produits, et
- b. à qui elle les a livrés; fait exception la remise directe au consommateur.

Art. 51 Hazard Analysis and Critical Control Points (méthode HACCP)

¹ Toute personne qui fabrique, transforme, traite, entrepose, transporte ou remet des denrées alimentaires doit mettre en place et appliquer une ou plusieurs procédures de surveillance permanente fondées sur les principes HACCP, visant à maîtriser les risques biologiques, chimiques et physiques. L'art. 53 est réservé.

² Ce système d'assurance-qualité doit inclure les fonctions suivantes :

- a. identifier et analyser les risques qu'il s'agit de prévenir, d'éliminer ou de ramener à un niveau acceptable (« hazard analysis », HA) ;
- b. identifier, dans la chaîne des processus, les points critiques nécessitant un contrôle pour prévenir, éliminer ou ramener à un niveau acceptable les risques alimentaires (« critical control point(s), CCP », points critiques de contrôle) ;
- c. établir, dans cette chaîne de processus, des valeurs indicatives qui différencient l'acceptabilité de l'inacceptabilité pour la prévention, l'élimination ou la réduction des dangers identifiés ;
- d. établir et mettre en œuvre un système efficace de surveillance des points critiques ;
- e. établir les mesures correctives à prendre lorsque la surveillance révèle la perte de maîtrise d'un point critique ;
- f. établir la procédure visant à vérifier le respect des mesures prévues aux let. a à e; les procédures de vérification doivent être exécutées régulièrement, ainsi que lors de tout changement de production susceptible d'avoir une incidence négative sur la sécurité des denrées alimentaires ;

8. Bases légales

g. établir une documentation à même de démontrer l'application effective des dispositions visées aux let. a à f; cette documentation doit correspondre à la nature et à la taille de l'entreprise; elle doit être tenue à jour et archivée pendant une période appropriée.

³ La méthode HACCP doit être appliquée proportionnellement au risque alimentaire encouru et au volume de production.

⁴ Le DFI peut réduire ces exigences de manière appropriée pour les détaillants.

Art. 52 Guide des bonnes pratiques

¹ L'industrie alimentaire peut établir un guide des bonnes pratiques fondées sur les principes de la méthode HACCP. Il doit être approuvé par l'OFSP.

² Ce guide doit :

- a. permettre l'application correcte des dispositions de la présente section ainsi que des autres dispositions relevant de l'hygiène des denrées alimentaires;
- b. tenir compte des codes d'usages pertinents du Codex Alimentarius, et
- c. être élaboré en concertation avec les milieux concernés.

Art. 53 Preuves des bonnes pratiques

La personne responsable doit pouvoir fournir à l'autorité cantonale d'exécution compétente la preuve :

- a. qu'une procédure conforme à la méthode HACCP est appliquée, ou
- b. pour autant qu'un guide des bonnes pratiques approuvé par l'OFSP soit existant, que son activité est conforme à ce guide des bonnes pratiques.

Art. 54 Remise de denrées alimentaires et d'objets usuels présentant un danger pour la santé humaine

¹ SSi la personne responsable constate ou a des raisons de supposer que des denrées alimentaires ou des objets usuels importés, fabriqués, transformés, traités ou remis par son établissement ont mis en danger la santé humaine ou sont susceptibles de présenter un tel danger, et que ces denrées alimentaires ou ces objets usuels ne sont plus sous le contrôle immédiat de son établissement, elle doit immédiatement:

- a. informer les autorités cantonales d'exécution compétentes ;
- b. prendre les dispositions nécessaires pour retirer du marché les produits concernés (retrait), et
- c. rappeler les produits qui auraient déjà pu parvenir jusqu'aux consommateurs (rappel) et informer ceux-ci de manière claire et précise sur les motifs du rappel.

² Si elle apprend ou a des raisons de supposer l'apparition d'un foyer de toxi-infection alimentaire en relation avec son établissement, elle veille à ce que des échantillons des denrées alimentaires en cause ou des souches d'agents infectieux soient conservés et, si nécessaire, mis à la disposition des autorités d'exécution.

³ Elle est tenue de collaborer avec les autorités d'exécution.

2.3 Ordonnance du 23 novembre 2005 sur l'eau potable, l'eau de source et l'eau minérale (état au 27 décembre 2005))

Section 2 : Eau potable

Art. 2 Définition

Par eau potable, on entend l'eau qui, à l'état naturel ou après traitement, convient à la consommation, à la cuisson d'aliments, à la préparation de mets et au nettoyage d'objets entrant en contact avec les denrées alimentaires.

Art. 3 Exigences

¹ L'eau potable doit être salubre sur les plans microbiologique, chimique et physique.

² Elle est réputée telle, à l'endroit où elle est mise à disposition du consommateur :

- a. lorsqu'elle répond aux critères hygiéniques et microbiologiques fixés pour l'eau potable dans l'ordonnance du DFI du 23 novembre 2005 sur l'hygiène ;
- b. lorsqu'elle ne dépasse pas les valeurs de tolérance ni les valeurs limites fixées pour l'eau potable dans l'ordonnance du 26 juin 1995 sur les substances étrangères et les composants, et
- c. lorsque son goût, son odeur et son aspect sont irréprochables.

Art. 4 Etiquetage

Il est interdit de faire figurer sur les récipients d'eau potable destinés à être remis au consommateur :

- a. toute indication relative à un lieu où est exploitée une source, tout nom de source ainsi que tout dessin, illustration ou dénomination susceptible de créer une confusion avec une eau minérale naturelle ou une eau de source ;
- b. une quelconque mention publicitaire relative à la santé.

Art. 5 Information

Toute personne qui exploite des infrastructures d'eau potable pour remettre de l'eau potable aux consommateurs est tenue d'informer ceux-ci au moins une fois par année, de manière exhaustive, au sujet de la qualité de l'eau potable.

Art. 6 Infrastructures, moyens et procédés pour l'eau potable

¹ Les infrastructures d'eau potable comprennent les ouvrages de captage ou de traitement, de transport, de stockage et de distribution d'eau potable à des tiers.

² Toute personne qui entend construire ou modifier des infrastructures d'eau potable doit l'annoncer préalablement à l'autorité cantonale d'exécution compétente.

³ Les ouvrages, appareils et équipements des infrastructures d'eau potable doivent être aménagés, exploités, agrandis ou modifiés conformément aux règles reconnues de la technique. L'exploitant est tenu de les faire contrôler et entretenir régulièrement par du personnel spécialement qualifié.

8. Bases légales

⁴ Les ouvrages, appareils, équipements et procédés servant au traitement de l'eau potable ne peuvent être exploités que si l'eau potable traitée répond en tout temps aux critères fixés à l'art. 3.

⁵ Les procédés de traitement et de désinfection de l'eau potable sont soumis à l'autorisation de l'Office fédéral de la santé publique (OFSP).

2.4 Ordonnance du 26 juin 1995 sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires (OSEC) ; RS 17.021.23 (état au 1^{er} avril 2008)

Art. 1 Principe

Les substances étrangères et les composants (substances) ne doivent être présents dans ou sur les denrées alimentaires qu'en quantités techniquement inévitables et ne présentant pas de danger pour la santé.

Art. 2 Concentration maximale, valeurs de tolérance et valeurs limites

¹ Il faut entendre par concentration maximale la concentration d'une substance et de ceux de ses produits de dégradation qui ont une importance toxicologique, admise dans ou sur une denrée alimentaire déterminée.

² La concentration maximale d'une substance sera exprimée en tant que valeur de tolérance ou en tant que valeur limite.

³ La valeur de tolérance est la concentration maximale au-delà de laquelle la denrée alimentaire est considérée comme souillée ou diminuée d'une autre façon dans sa valeur intrinsèque.

⁴ La valeur limite est la concentration maximale au-delà de laquelle la denrée alimentaire est jugée impropre à l'alimentation humaine.

⁵ Lorsque les circonstances le justifient, une valeur de tolérance et une valeur limite sont établies pour une même substance.

⁶ Les valeurs de tolérance et les valeurs limites sont fixées dans les listes annexées à la présente ordonnance.

2.5 Ordonnance du 23 novembre 2005 sur l'hygiène (OHyg) ; RS 817.024.1 (état au 1^{er} avril 2008)

Art. 5 Critères microbiologiques, valeurs limites et valeurs de tolérance pour les microorganismes

¹ Un critère microbiologique est un critère qui définit l'acceptabilité d'un produit, d'un lot de denrées alimentaires, d'un procédé ou d'un objet usuel, sur la base de l'absence, de la présence ou du nombre de microorganismes ou de la quantité de leurs toxines, par unité fixée. Une différenciation est faite entre:

- a. critère de sécurité des denrées alimentaires ;
- b. critère d'hygiène du procédé.

² Un critère de sécurité des denrées alimentaires définit l'acceptabilité d'un produit mis sur le marché.

³ Un critère d'hygiène du procédé indique l'acceptabilité du fonctionnement du procédé de production. Son dépassement exige des mesures correctives appropriées destinées à maintenir l'hygiène du procédé. Les critères d'hygiène ne sont pas applicables aux produits mis sur le marché.

⁴ Les critères microbiologiques sont exprimés par des valeurs limites et des valeurs de tolérance.

⁵ Une valeur limite exprime le nombre de microorganismes au-delà de laquelle un produit est réputé dangereux pour la santé.

⁶ Une valeur de tolérance exprime le nombre de microorganismes dont on admet empiriquement qu'il ne doit pas être dépassé lorsque les matières premières sont choisies avec soin, que les règles de bonnes pratiques de fabrication sont respectées et que le produit est conservé dans des conditions appropriées. Lorsque la valeur de tolérance est dépassée, le produit est réputé amoindri dans sa valeur marchande.

Art. 6 Méthodes d'analyse

¹ L'analyse microbiologique des échantillons doit être effectuée conformément aux méthodes d'analyse microbiologiques de référence figurant dans le Manuel suisse des denrées alimentaires.

² D'autres méthodes d'analyse sont admises pour autant qu'elles soient validées par rapport à la méthode de référence, conformément aux protocoles reconnus au niveau international, et qu'elles aboutissent aux mêmes évaluations que les méthodes de référence.

Art. 17 Alimentation en eau

¹ Les établissements du secteur alimentaire doivent disposer, en quantité suffisante, d'eau potable conforme à l'ordonnance du DFI du 23 novembre 2005 sur l'eau potable, l'eau de source et l'eau minérale.

² Le recours à l'eau potable est indispensable dès lors que toute contamination des denrées alimentaires doit être évitée.

³ L'eau traitée pour servir à la transformation de denrées alimentaires ou pour servir d'ingrédient ne doit présenter aucune source de risque microbiologique, chimique ou physique et doit satisfaire aux mêmes exigences que l'eau potable.

⁴ La glace entrant en contact avec les denrées alimentaires ou susceptible de contaminer celles-ci doit être fabriquée à partir d'eau potable. Elle doit être fabriquée, manipulée et entreposée dans des conditions excluant toute contamination.

⁵ La vapeur entrant directement en contact avec des denrées alimentaires ne doit contenir aucune substance présentant un risque pour la santé ou susceptible de contaminer lesdites denrées.

⁶ L'eau non potable utilisée pour la lutte contre l'incendie, la production de vapeur ou la réfrigération, ou à d'autres fins analogues, doit circuler dans un système séparé et être dûment identifiée en tant que telle. Le système d'eau non potable ne doit en aucun cas être raccordé au réseau d'eau potable ni pouvoir refluer dans ce réseau.

Cette ordonnance contient en annexe des listes spécifiant certaines limites autorisées pour l'eau potable.

8. Bases légales

2.6 Autres lois et ordonnances concernant la qualité de l'eau potable (sélection)

Domaine des denrées alimentaires :

Ordonnance du 23 novembre 2005 sur les objets et matériaux ; RS 817.023.21.

Domaine de la protection des eaux :

Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des eaux (OEaux) ; RS 814.201.

Domaine des maladies:

Loi du 18 décembre 1970 sur les épidémies ; RS 818.101.

Domaine des situations de crises :

Ordonnance sur la garantie de l'approvisionnement en eau potable en temps de crise (OAEC) du 20 novembre 1991 RS 531.32.

2.7 Manuel suisse des denrées alimentaires

Chap. 27A « Eau potable », édition 1985 (version 2000)

Le MSDA décrit et recommande certaines méthodes d'analyse de l'eau potable ; il conseille sur l'interprétation des résultats d'analyse ; il recommande des normes physiques et chimiques pour les eaux destinées à la consommation et naturellement peu ou pas polluées par l'homme ou par le milieu naturel.

9. Glossaire

AOP: Advanced Oxidation Processes : méthode d'oxydation poussée basée sur la formation secondaire de radicaux libres OH

BDOC (Biodegradable Dissolved Organic Carbon) : carbone organique dissous biodégradable

Biodosimétrie, test biodosimétrique: test d'évaluation de l'efficacité des appareillages de désinfection par UV. Le principe du test repose sur l'emploi de microorganismes (*B. subtilis*) dont la sensibilité aux UV est connue

Biofouling: colmatage progressif des membranes de filtration par des microorganismes vivants qui prolifèrent sur les membranes (cf. également fouling).

BTEX: paramètre cumulatif regroupant les quatre hydrocarbures aromatiques benzène, toluène, éthylbenzène et xylène.

C*t (produit): paramètre permettant de standardiser l'efficacité des désinfectants chimiques ; il s'agit du produit de la concentration efficace *c* du désinfectant multiplié par la durée de contact *t*.

CAP: charbon actif en poudre (PAC, Powdered Activated Carbon).

Capside: enveloppe des virus renfermant le génome viral. Elle est formée par l'assemblage complexe de protéines.

Chlore libre: Le chlore libre est l'addition du chlore actif ou acide hypochloreux, c'est-à-dire le chlore disponible pour agir dans l'eau. Le chlore lié est la part en chlore qui a réagi avec des composés azotés, comme la chloramine, et dont le pouvoir désinfectant est fortement diminué. La somme du chlore libre et lié donne la teneur en chlore total.

COA: carbone organique assimilable (AOC, Assimilable Organic Carbon).

COD: carbone organique dissous : somme du carbone organique dissous d'origine naturelle ou anthropogène (DOC, Dissolved Organic Carbon).

Coefficient d'uniformité: Caractéristique granulométrique d'un matériau filtrant : c'est le rapport entre le diamètre qui laisse passer des 60 % particules et celui qui en laisse passer 10 % : $U = d_{60}/d_{10}$.

Colonne d'adsorption: (lit fluidisé) masse de grains très fins maintenus en suspension dans un milieu liquide par un courant gazeux ou liquide orienté de bas en haut.

Dalton: (Da) unité de masse atomique correspondant à la masse d'un atome d'hydrogène (soit 1/12 de la masse du carbone ^{12}C ; 1 Da = $1,6605655 \cdot 10^{-27}$ kg).

Dénitrification: réaction chimique consistant à réduire le nitrate (NO_3^-) en azote élémentaire (N_2).

DFI: Département fédéral de l'intérieur.

9. Glossaire

Disproportionnement: réaction redox au cours de laquelle un réactif se trouve simultanément sous forme d'oxydant et de réducteur ; ainsi, avant la réaction il se trouve dans un état d'oxydation moyen et après la réaction dans un état d'oxydation en partie plus positif et en partie plus négatif

DNAPL: Dense Non Aqueous Phase Liquids : liquides denses en phase non aqueuse : phase liquide de substances organiques (polluants) de densité supérieure à celle de l'eau ($> 1 \text{ kg/l}$)

Dose UV: la dose UV (exprimée en J/m^2) est le produit de l'intensité du rayonnement et de sa durée. Elle caractérise la puissance de désinfection des appareils UV

DPD: diéthyl-p-phénylènediamine : méthode colorimétrique permettant de mesurer la concentration de chlore libre

Eau brute: eau souterraine ou superficielle dont le traitement donnera de l'eau potable

Eau potable: eau qui, à l'état naturel ou après traitement, convient à la consommation, à la cuisson d'aliments, à la préparation de mets et au nettoyage d'objets entrant en contact avec les denrées alimentaires (ordonnance du DFI sur l'eau potable, l'eau de source et l'eau minérale, RS 817.022.102)

Eau souterraine: eau emplissant les cavités naturelles du sous-sol de manière continue et s'écoulant uniquement par gravité

ECEH *Escherichia coli*: entéro-hémorragique (EHEC, Enterohemorrhagic *E. Coli*).

Endogène: Substances, maladies ou agents pathogènes qui prennent naissance à l'intérieur du corps ou d'un organisme

Entartrage: obstruction d'une membrane de filtration par précipitation/cristallisation de substances contenues dans l'eau (scaling)

Entérite: inflammation de la muqueuse intestinale

Féco-orale (voie): voie de transmission de microorganismes excrétés par les fèces puis ingérés (aliments, eau potable)

Fouling: dépôt se formant sur une membrane de filtration (surface et/ou pores) et entravant le passage de l'eau

GAM: germe aérobie mésophile

Gastroentérite: inflammation gastro-intestinale

HCC: hydrocarbures chlorés

Ion: atome ou molécule qui a acquis une charge positive ou négative et qui n'est donc plus électriquement neutre

Jar-test: Méthode d'évaluation de la floculation en laboratoire, au moyen d'un bécher et d'un agitateur

Kyste: forme encapsulée et très résistante de certains protozoaires

LDAI: Loi fédérale sur les denrées alimentaires et les objets usuels (RS 817.0)

Leaux: Loi fédérale sur la protection des eaux (RS 814.20)

Lessivage: processus d'entraînement par l'eau des substances solubles contenues dans le sol (leaching)

Lit fixe: amas de matériau solide (particules, sables, gravier, etc.) qui reste immobile pendant une filtration ou un échange d'ions, par exemple, alors que l'eau passe au travers

Lyse: Destruction d'une cellule par dissolution ou lésion membranaire ; le milieu intracellulaire est alors libéré dans le milieu ambiant

Microtamis: tamis en acier ou en toile dont le diamètre des pores est de 0.016 - 0.05 mm. Un rétrolavage continu empêche l'obstruction du dispositif

MON: matière organique naturelle : composés humiques, etc. (NOM, Natural Organic Matter)

MSDA: Manuel suisse des denrées alimentaires : ouvrage officiel regroupant des recommandations concernant la manière dont les denrées alimentaires, les additifs et les objets usuels doivent être analysés et évalués. L'application de ces recommandations est parfois obligatoire

MWCO: Molecular Weight Cut-Off : pouvoir de coupure d'une membrane de filtration défini en termes de poids moléculaire et exprimé en Dalton (Da)

NAQUA: Observation nationale des eaux souterraines

Nitrification: oxydation biologique de l'ammonium (NH⁺) en nitrate (NO⁻)

ODAIUOs: Ordonnance sur les denrées alimentaires et les objets usuels (RS 817.02)

OEaux: Ordonnance sur la protection des eaux (RS 814.201)

OFEV: Office fédéral de l'environnement

OFSP: Office fédéral de la santé publique

9. Glossaire

OHyg: Ordonnance du DFI sur l'hygiène (RS 817.024.1)

Oocyste (ookyste): forme encapsulée et très résistante de l'œuf de certains protozoaires

Organoleptique: Qui stimule les organes des sens (p. ex. l'odorat et le goût)

OSEC: Ordonnance sur les substances étrangères et les composants (RS 817.021.23)

Pathogène: qui peut provoquer une maladie

Perméat: liquide issu de la filtration membranaire, donc débarrassé de certaines substances

Persistant: difficilement éliminable par procédés physiques, chimiques ou biologiques

Prédation: activité des prédateurs consistant à se nourrir de proies

Préparation de l'eau potable: traitement de l'eau brute pour en faire une eau de boisson conforme au cadre légal

Pression transmembranaire: pression s'exerçant sur une membrane de filtration : différence entre pression pré-membranaire (côté eau brute) et post-membranaire (côté perméat)

Recroissance (reviviscence): bactérienne croissance de microorganismes dans le réseau d'eau potable (réservoirs, conduites, etc.)

Spéciation: distribution des différentes formes sous lesquelles se présente un élément chimique donné dans un environnement donné

Spore: forme que peuvent prendre certaines bactéries et qui est très résistante aux conditions défavorables

SSIGE: Société Suisse de l'Industrie du Gaz et des Eaux

Stabilité biologique: mesures qui permettent de diminuer de manière significative la croissance de bactérie, par exemple ne réduisant la quantité de matière organique assimilable par le traitement de l'eau. La stabilité biologique de l'eau potable dépend en particulier de la concentration en éléments nutritifs, de la concentration en désinfectant et de la température de l'eau

STEC: *Escherichia coli* produisant des shigatoxines

SUVA: institution suisse d'assurance contre les accidents (Schweizerische Unfallversicherungsanstalt)

THM: Trihalométhane, méthane triplement halogéné, potentiellement cancérigène

TMB: tétraméthylbenzidine : méthode colorimétrique de quantification du dioxyde de chlore

Transmission: elle représente le pourcentage de rayonnement à une longueur d'onde donnée qui traverse un fluide. Elle dépend de la couche de fluide: plus l'épaisseur est importante, plus la transmission faiblit. En général, la transmission UV indiquée est mesurée à une longueur d'onde de 254 nanomètres

TSS: total des particules en suspension dans l'eau (Total Suspended Solids)

UNF: unité néphélométrique de formaline : unité de turbidité utilisée pour la lumière de longueur d'onde 880 nm diffusée à 90° selon la norme DIN EN ISO 7027 ; cf. UTN pour les conversions (FNU, Formazine Nephelometric Unit)

US-EPA: Agence américaine pour la protection de l'environnement (United States Environmental Protection Agency)

UTN: unité de turbidité néphélométrique : unité de turbidimétrie pour la lumière diffusée à 90° selon les critères de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA) ; $1 \text{ UTN} = 1 \text{ UFN} = 1 \text{ UTF} = 1 \text{ TE/F } 90^\circ = \text{UTJ}$ aux conditions de mesures spécifiées (NTU, Nephelometric Turbidity Unit)

Valeur de tolérance: concentration maximale au-delà de laquelle la denrée alimentaire est considérée comme souillée ou diminuée d'une autre façon dans sa valeur intrinsèque (OSEC, art. 2, al. 3)

Valeur limite concentration maximale au-delà de laquelle la denrée alimentaire est jugée impropre à l'alimentation humaine (OSEC, art. 2, al. 4)

VME: valeur limite moyenne d'exposition : concentration moyenne maximale autorisée sur le lieu de travail (MAK-Wert en allemand) ; la SUVA fixe une VME pour chaque substance toxique

VTEC: *Escherichia coli* produisant des verotoxines

OMS Organisation mondiale de la santé : l'une des agences de l'ONU (WHO, World Health Organization)

Zoonose (zoonotique): maladie transmissible de l'animal à l'homme et vice versa

10. Bibliographie

Introduction

OFEV (2004) : Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines. L'environnement pratique, Office fédéral de l'environnement, Berne

OFEV (2005) : Hydrogéologie. Les eaux souterraines sous la loupe. Aquaterra 2/2005 (téléchargeable sur le site de l'OFEV)

Gujer W. (2002): Siedlungswasserwirtschaft, 2.Auflage, Springer Verlag Berlin Heidelberg New York

WHO (2004): Guidelines for drinking-water quality, Vol. 1, Recommendations. – 3rd ed.

Microorganismes

Auckenthaler A., Huggenberger P. (2003): Pathogene Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser, Birkhäuser Verlag, Basel Boston Berlin

Botzenhard K. (1994): Die Beherrschung mikrobiologischer Belastungen bei der Oberflächenwasseraufbereitung nach der SWTR (USA), GWF Wasser/Abwasser 135: 201 - 206

Cook K.L., Bolster C.H. (2006): Survival of *Campylobacter jejuni* and *Escherichia coli* in groundwater during prolonged starvation at low temperatures, Journal of Applied Microbiology 103: 573 - 583

LeChevallier M.W., Au K.-K. (2004): Water treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water, World Health Organization

Mamane H., Shemer H., Linden K.G. (2007): Inactivation of *E. coli*, *B. subtilis* spores, and MS2, T4 and T7 phage using UV/H₂O₂ advanced oxidation, Journal of Hazardous Materials 146: 479 - 486

Moreno Y., Piqueres P., Alonso J.L., Jiménez A., González A., Ferrús M.A. (2007): Survival and viability of *Helicobacter pylori* after inoculation into chlorinated drinking water, Water Research 41: 3490 - 3496

Schoenen D. (1996): Die hygienisch-mikrobiologische Beurteilung von Trinkwasser, GWF Wasser/Abwasser 137: 72 - 82

Snozzi M. (1999): Prüfung und Zertifizierung von UV-Anlagen, Gas Wasser Abwasser, 5/99

Suslov T.V. (2001): Water disinfection: A practical approach to calculating dose values for preharvest and postharvest applications, Agriculture and natural resources, Publication 7256

Thurston-Enriquez J.A., Haas C.N., Jacangelo J., Gerba C.P. (2003): Chlorine Inactivation of Adenovirus Type 40 and Feline Calicivirus, Applied and Environmental Microbiology, Vol. 69, No. 7: 3979 - 3985

OMS (2004): Directives de qualité pour l'eau de boisson, vol. 1, Recommandations. – 3e éd. (téléchargeable sur le site de l'OMS)

Substances contenues dans l'eau

OFEV (2004): Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines. L'environnement pratique, Office fédéral de l'environnement, Berne (téléchargeable sur le site de l'OFEV)

OFEV, OFEG (2004): NAQUA - Qualité des eaux souterraines en Suisse 2002/2003, Berne (téléchargeable sur le site de l'OFEV)

Chaabane H. (2005): Influence of soil properties on the adsorption-desorption of sulcotrione and its hydrolysis metabolites on various soils, Journal of agricultural and food chemistry 53: 4091 - 4095

Berné F., Richard Y. (1991): Water Treatment Handbook, Vol. 1 & 2, 6th Edition, Lavoisier Publishing, Paris

Schmidt C. K. (2005): Datenbank zum Verhalten organischer Spurenstoffe bei der Uferfiltration; DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe

von Gunten U. (2000): Bromat im Trinkwasser: Ein Problem in der Schweiz?; Gas Wasser Abwasser 10: 705 - 710

OMS (2004): Directives de qualité pour l'eau de boisson, vol. 1, Recommandations. – 3e éd. (téléchargeable sur le site de l'OMS)

Procédés de potabilisation de l'eau

Berné F., Richard Y. (1991): Water Treatment Handbook, Vol. 1 & 2, 6th Edition, Lavoisier Publishing, Paris

Bolto B. Gregory J. (2007): Organic Polyelectrolytes in water treatment, Water Research 41: 2301 - 2324

Botzenhard K. (1994): Die Beherrschung mikrobiologischer Belastungen bei der Oberflächenwasseraufbereitung nach der SWTR (USA), GWF Wasser/Abwasser 135: 201 - 206

Conradin F. (1999): Wasserversorgungs- und Abwassertechnik, 6. Ausgabe, Band 2, Vulkan-Verlag, Essen

Damakouka I. (2007): Application of HACCP principles in drinking water treatment, Desalination 210: 138 - 145

10. Bibliographie

- Gujer W.** (2002): Siedlungswasserwirtschaft, 2. Auflage, Springer Verlag Berlin Heidelberg New York
- Jerman D.** (2006): Interplay of different NOM fouling mechanisms during ultrafiltration for drinking water production, *Water Research* 41: 1713 - 1722
- Masschelein W. J.** (1979): Chlorine Dioxide: Chemistry and Environmental Impact of Oxychlorine Compounds, Ann Arbor Science Publishers Inc, Ann Arbor, Michigan
- Pianta R., Boller M., Janex M.-L., Chappaz A., Birou B., Ponce R., Walther J.-L.** (1998): Micro- and ultrafiltration of karstic spring water, *Desalination* 117: 61 - 71
- Rosenfeldt, E.J., Linden K.G., Canonica S., von Gunten U.** (2006): Comparison of the efficiency of OH radical formation during ozonation and the advanced oxidation processes O_3/H_2O_2 and UV/H_2O_2 , *Water Research* 40: 3695 - 3704
- Schmidt C. K.** (2005): Datenbank zum Verhalten organischer Spurenstoffe bei der Uferfiltration; DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe
- Spellman F. R.** (2000): The Drinking Water Handbook, Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster
- SUVA** (2009): Valeurs limites d'exposition aux postes de travail 2009 (téléchargeable sur le site de l'OMS)
- Uhl W.** (2000): Simultane biotische und abiotische Prozesse in Aktivkohlefiltern der Trinkwasseraufbereitung; TU-Berlin Universitätsbibliothek, Berlin
- von Gunten U.** (2003): Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation, *Water Research* 37: 1443 - 1467
- Wang G.-S. et al.** (2007): Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water, *Science of the Total Environment* 387: 86 - 95
- OMS** (2004): Directives de qualité pour l'eau de boisson, vol. 1, Recommandations. – 3e éd. (téléchargeable sur le site de l'OMS)

Monitoring et instrumentation

- Damikouka I., Katsiri A., Tzia C.** (2007): Application of HACCP principles in drinking water treatment, *Desalination* 210: 138 - 145
- Lumpp R.** (1993): Entwicklung eines optisch-chemischen Sensors zur kontinuierlichen Nitratbestimmung in Trink- und Grundwasser, Dissertation, Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe
- Meissner H.** (1955): Über die Chlorbestimmung im Wasserwerksbetrieb und die Eichmethode zur Bestimmung kleiner Chlormengen auf elektrometrischem Wege, Dissertation, TH Karlsruhe, Karlsruhe

Roeske W. (1999): Betriebsmessgeräte zur Kontrolle der Wassergüte, Teil 1, bbr Wasser und Rohrbau 12/1999

Roeske W. (2000): Betriebsmessgeräte zur Kontrolle der Wassergüte, Teil 2, bbr Wasser und Rohrbau 1/2000

Schoenen D. (1996): Die hygienisch-mikrobiologische Beurteilung von Trinkwasser, GWF Wasser/Abwasser 137: 72 - 82

Snozzi M. (1999): Prüfung und Zertifizierung von UV-Anlagen, Gas Wasser Abwasser, 5/99

SSIGE (2005): W1 - Directives pour la surveillance qualité de la distribution d'eau, Société Suisse de l'Industrie du Gaz et des Eaux, Zurich (téléchargeable sur le site de la SSIGE)

Homologation des nouveaux procédés

DVGW (2007): Geschäftsordnung zur DVGW-Zertifizierung von Produkten

Snozzi M. (1999): Prüfung und Zertifizierung von UV-Anlagen, Gas Wasser Abwasser, 5/99

SSIGE (2005): W1 - Directives pour la surveillance qualité de la distribution d'eau, Société Suisse de l'Industrie du Gaz et des Eaux, Zurich (téléchargeable sur le site de la SSIGE)

11. Valeur juridique

Statut juridique de cette publication

Ce guide pratique est une aide à la mise en application de la législation sur l'eau potable, dont l'OFSP est l'autorité de surveillance. Il est avant tout destiné aux exploitants de stations, aux bureaux d'ingénieurs et aux services cantonaux et concrétise tout particulièrement l'art. 6 de l'ordonnance sur l'eau potable. Son utilisation contribuera dans une large mesure à la sécurité du droit. Par ailleurs, utiliser ce guide permet de partir du principe que la législation fédérale est correctement mise en application.

Impressum

© Office fédéral de la santé publique (OFSP)
Editeur : Office fédéral de la santé publique
Parution : août 2010

Complément d'information :
OFSP, Protection des consommateurs, Division Sécurité alimentaire, 3003 Berne
Téléphone +41 31 323 31 05, fax +41 31 322 95 74
E-mail: pierre.studer@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch

Cette publication est également disponible en allemand et en italien

Chefs de projet : Adrian Auckenthaler (OFSP) et Urs von Gunten (EAWAG)
Réalisation : Matthias Sturzenegger (EAWAG), avec la collaboration de Markus Boller,
Thomas Egli, Wouter Pronk et Pierre Studer

Mise en page et illustrations : Silversign, visuelle Kommunikation, Berne
Photographies : Fotolia

Numéro de publication OFSP: VS 08.10 1200 d 400 f 100i 40EXT1011

Diffusion:
OFCL, Diffusion publications, CH-3003 Berne
www.publicationsfederales.admin.ch
Numéro de commande : 311.150.f

Imprimé sur papier blanchi sans chlore